



Thèse

En vue de l'obtention du

Doctorat

Délivré par : *l'Université de Guyane*

Présentée et soutenue publiquement le 17/05/2017 par :
CAMILLE DEZÉCACHE

Les fondements de REDD+ à l'épreuve des modèles de déforestation : cas d'étude sur le Plateau des Guyanes

JURY

LAURENT POLIDORI	Professeur d'Université	Rapporteur
ALAIN KARSENTY	Chercheur	Rapporteur
NICOLAS SANZ	Maître de Conférences	Membre du Jury
FRÉDÉRIQUE SEYLER	Directrice de Recherche	Membre du Jury

École doctorale et spécialité :

Diversités, santé et développement en Amazonie

Unité de Recherche :

UMR Écologie des Forêts de Guyane

Directeurs de thèse :

Bruno HÉRAULT et Jean-Michel SALLES

Rapporteurs :

Laurent POLIDORI et Alain KARSENTY

Table des matières

Remerciements	v
1 Introduction générale	1
1.1 L'émergence du mécanisme REDD+ dans le contexte de la lutte contre le change- ment climatique	1
1.2 Contexte de l'étude	9
1.3 Problématique et plan de la thèse	15
1.4 Aspects méthodologiques	18
2 Avancer vers des modèles focalisés sur les processus socio-économiques de la déforestation	27
2.1 Abstract	30
2.2 Introduction	31
2.3 Material and methods	33
2.4 Results	48
2.5 Discussion	51
2.6 Acknowledgements	59
2.7 Supplementary Materials	60
3 La ruée vers l'or dans un El Dorado forestier : fuites de déforestation et la nécessité d'une coopération régionale	65
3.1 Abstract	68
3.2 Introduction	69
3.3 Material and Methods	71
3.4 Results	78
3.5 Discussion	81
3.6 Conclusion	84
3.7 Acknowledgments	85
3.8 Supplementary Materials	86
4 La pertinence des approches basées sur les émissions pour REDD+ à l'épreuve des pays à forte couverture forestière et faible déforestation.	91
4.1 Abstract	94
4.2 Introduction	95
4.3 Materials and Methods	98
4.4 Results	103
4.5 Discussion	108
4.6 Conclusion	112

4.7	Supplementary Materials	114
5	Discussion générale	121
5.1	Des failles dans les piliers de REDD+	121
5.2	Quelles perspectives pour le mécanisme REDD+	130
6	Annexes	137
	Bibliographie	141

Remerciements

UN grand merci à mes directeurs de thèse Bruno Hérault et Jean-Michel Salles pour m’avoir soutenu et accordé leur confiance. Bruno, merci d’avoir été le chef que tout le monde rêverait d’avoir.

Merci aux rapporteurs et aux membres du jury d’avoir accepté de consacrer du temps à ce travail.

Merci à Élodie, et papa et maman pour leur relecture attentive de certaines parties de ce rapport.

Merci enfin à tous ceux qui ont contribué à faire de chaque jour dans ce laboratoire et en dehors un moment de plaisir. Ils me pardonneront je pense de me permettre de les remercier de vive-voix plutôt que dans ces lignes.

CHAPITRE 1

Introduction générale

Depuis ses balbutiements au début des années 2000, la Réduction des Émissions liées à la Déforestation et la Dégradation forestière, plus connue sous le sigle REDD, a peu à peu été admise comme un moyen indispensable des politiques globales de lutte contre le changement climatique. Reposant sur le concept de « déforestation évitée », elle nécessite la formulation d'un scénario de référence servant à évaluer les efforts des pays dans la maîtrise de leur niveau de déforestation, au coeur de nombreux débats politiques et scientifiques.

1.1 L'émergence du mécanisme REDD+ dans le contexte de la lutte contre le changement climatique

1.1.1 De la prise de conscience de la réalité du changement climatique au protocole de Kyoto

Un bref historique de la période pré-Kyoto.

IL a fallu près d'un siècle depuis les travaux du chimiste Suédois Svante Arrhenius pour que la question du changement climatique, d'abord enjeu scientifique, ne devienne un enjeu politique.¹ Durant la décennie 1970, la communauté internationale s'est avant tout focalisée sur des questions environnementales locales telles que la pollution,² comme en témoignent les principes 6 et 7 de la Déclaration de Stockholm mentionnant les effets des émissions de « matières toxiques », en particulier dans les mers, sur la santé des Hommes et des écosystèmes.³ Au contraire, la décennie suivante a, quant à elle, vu émerger des enjeux davantage globaux, se cristallisant autour du problème du trou dans la couche d'ozone,⁴ de la thématique du développement durable⁵ ou encore des enjeux de biodiversité et du changement climatique.

C'est au cours du sommet de la Terre de Rio, en 1992, qu'est

¹D. Bodansky (2001). « The History of the Global Climate Change Regime ». In : *International Relations and Global Climate Change*. Sous la dir. d'U. Luterbacher et D. F. Sprinz. The MIT Pr. Cambridge Massachusetts, London England, p. 352.

²Ibid.

³Conférence des Nations Unies sur l'environnement (1972). *Déclaration de Stockholm*.

⁴J. C. Farman et al. (1985). « Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x interaction ». In : *Nature* 315.16, p. 207–210. DOI : 10.1038/315279a0.

⁵World Commission on Environment and Development (1987). *Rapport Brundtland - Avant-propos*. Sous la dir. d'Oxford University Press. Oxford ; New York, p. 204.

⁶UNFCCC en Anglais.

⁷Ce sont les fameuses COP. La COP1, se réunira à Berlin en 1995.

⁸L'Annexe I regroupe les pays industrialisés faisant partie de l'OCDE et les pays de l'Ex-URSS.

⁹De par l'ampleur de ses émissions historiques, le dioxyde de carbone (CO_2) est le GES le plus connu et qui contribue le plus au réchauffement climatique (il sert d'ailleurs d'unité de mesure de référence pour les émissions des autres GES : la tonne équivalent carbone ou tCO_2e). Mais cinq autres GES sont également concernés : le méthane (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O), les hydrofluorocarbures (HFC), les perfluorocarbures (PFC) ainsi que l'hexafluorure de soufre (SF_6).

¹⁰Le carbone servant de référence, on parlera de quantité de carbone ou de crédits carbone de façon indifférenciée même si les GES concernés peuvent être différents.

ouverte à la signature la Convention-cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC⁶), avec pour but de fournir un cadre dans la lutte contre le réchauffement climatique et tenter d'enrayer la hausse des températures, ce qui fera l'objet de Conférences des Parties annuelles⁷.

Le protocole de Kyoto et les mécanismes de flexibilité

Signé en 1997, le protocole de Kyoto n'entrera en vigueur qu'en 2005, après des années d'âpres négociations. Pour la première fois, un texte contraint les pays les plus développés, regroupés dans l'Annexe I⁸, à des réductions d'émissions de gaz à effet de serre (GES)⁹ d'au moins 5% sur la première période d'engagement qui s'étalera de 2008 à 2012, par rapport aux émissions de 1990.

Le protocole de Kyoto prévoit une certaine flexibilité permettant aux pays de respecter leurs engagements de réduction des émissions de GES, par trois moyens :

- le commerce du carbone. Si des pays dépassent leurs engagements de réduction des émissions de GES, ils peuvent revendre à des pays qui n'atteindraient pas leurs objectifs des crédits carbones, dont la valeur serait déterminée par un marché ;
- le Mécanisme de Développement Propre (MDP ou CDM en Anglais pour *Clean Development Mechanism*) prévoit le financement par des pays de l'Annexe I de projets, dans les pays en développement, leur permettant de réduire leurs émissions de GES. Cette quantité de carbone¹⁰ sera alors déduite du bilan du pays financeur, les pays aidés n'ayant, eux, pas d'engagement chiffré de réduction d'émissions de GES ;
- l'application conjointe. Moins connu, ce mécanisme est proche du MDP mais se déroule entre pays de l'Annexe I et vise à soutenir les économies en transition (Europe de l'Est et ex-Union Soviétique) dans le respect de leurs engagements de réduction de leurs émissions de GES. A la différence du MDP, les pays financeurs reçoivent toujours des crédits carbone qui leur permettent de respecter leurs engagements, mais les pays receveurs de l'aide bénéficient de ces technologies sans les crédits carbone qu'ils doivent racheter.

1.1.2 L'irruption de la forêt dans la lutte contre le changement climatique

Une présence explicite de la forêt dès les prémices de Kyoto...

Les écosystèmes forestiers et le problème du changement d'usage du sol sont déjà évoqués dans le protocole de Kyoto,¹¹ dont les

¹¹V. Holloway et E. Giandomenico (2009). *The History of REDD Policy*. Rapp. tech. Adelaide : Carbon Planet, p. 20.

articles 2 et 3 promeuvent la protection des réservoirs de carbone que représentent les forêts (par des méthodes de gestion des ressources forestières et des pratiques agricoles durables), ainsi que la prise en compte des changements d'usages des sols affectant positivement ou négativement la couverture forestière (déforestation, afforestation et reforestation¹²) dans le bilan carbone des pays signataires.¹³

¹²La reforestation consiste à replanter des arbres dans une zone précédemment déforestée. Au contraire, l'afforestation désigne le fait de planter des arbres dans une zone qui n'a jamais été couverte par la forêt, ou en tout cas qui ne l'est plus depuis longtemps.

¹³CCNUCC (1998). *Protocole de Kyoto*.



Extraits du Protocole de Kyoto

Article 2. 1. Chacune des Parties visées à l'annexe I, pour s'acquitter de ses engagements chiffrés en matière de limitation et de réduction prévus à l'article 3, de façon à promouvoir le développement durable :

a) Applique et/ou élabore plus avant des politiques et des mesures, en fonction de sa situation nationale, par exemple les suivantes :

ii) Protection et renforcement des puits et des réservoirs des gaz à effet de serre non réglementés par le Protocole de Montréal, compte tenu de ses engagements au titre des accords internationaux pertinents relatifs à l'environnement ; promotion de méthodes durables de gestion forestière, de boisement et de reboisement ;

iii) Promotion de formes d'agriculture durables tenant compte des considérations relatives aux changements climatiques ;

...

Article 3. 3. Les variations nettes des émissions de gaz à effet de serre par les sources et de l'absorption par les puits résultant d'activités humaines directement liées au changement d'affectation des terres et à la foresterie et limitées au boisement, au reboisement et au déboisement depuis 1990, variations qui correspondent à des variations vérifiables des stocks de carbone au cours de chaque période d'engagement, sont utilisées par les Parties visées à l'annexe I pour remplir leurs engagements prévus au présent article. Les émissions des gaz à effet de serre par les sources et l'absorption par les puits associées à ces activités sont notifiées de manière transparente et vérifiable et examinées conformément aux articles 7 et 8.

... Mais des débats initiaux houleux concernant l'incorporation de la forêt aux mécanismes prévus par le protocole

Cependant, la question de l'intégration des enjeux forestiers au sein des MDP a été vivement débattue, notamment à la COP6 organisée à la Hague en 2000.¹⁴

¹⁴A. Karsenty (2008). « The architecture of proposed REDD schemes after Bali : facing critical choices ». In : *International Forestry Review* 10.3, p. 443–457. DOI : 10.1505/ifor.10.3.443.

¹⁵D. Humphreys (2008). « The politics of 'Avoided Deforestation' : historical context and contemporary issues ». In : *International Forestry Review* 10.3, p. 433–442. DOI : 10.1505/ifor.10.3.433.

¹⁶Coalition de pays en développement visant à défendre leurs intérêts dans le cadre des négociations à l'ONU. Ce groupe comptait 77 pays à l'origine, d'où son nom, 134 aujourd'hui.

¹⁷B. M. Mahathir (1992). *The Official Opening of the 2nd Ministerial Conference of Developing Countries on Environment and Development*. Kuala Lumpur. URL : <http://www.mahathir.com/malaysia/speeches/1992/1992-04-27.php>.

¹⁸Est contrefactuel ce qui aurait pu se produire mais qui ne se produit pas.

¹⁹Karsenty (2008). Cf. note 14.

²⁰P. van Oosterzee et al. (2012). « iREDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of leakage, permanence and additionality ». In : *Conservation Letters* 5, p. 266–273. DOI : 10.1111/j.1755-263X.2012.00237.x.

L'apparition du principe de « déforestation évitée » Au cours des années 1990, la voix des pays en développement s'est de plus en plus faite entendre en faveur d'une meilleure distribution des richesses à l'échelle globale.¹⁵ Dans le contexte environnemental, elle s'est traduite par l'émergence de la notion de « responsabilité commune mais différenciée », exprimée dans la Déclaration de Rio. Les mots du premier ministre de la Malaisie, au nom du G77¹⁶, peu avant l'ouverture du Sommet de la Terre à Rio sont, à ce titre, éloquentes : « If it is in the interest of the rich that we do not cut down our trees then they must compensate us for the loss of income ».¹⁷ Ce contexte marque donc l'émergence de la notion de déforestation évitée, à laquelle les pays riches devraient contribuer.

Additionnalité, permanence et fuites Alors que l'afforestation et la reforestation consistent en une hausse du stock de carbone sur pied, qu'il est *a priori* envisageable d'estimer par des mesures concrètes de la biomasse présente (et donc de traduire éventuellement en crédits carbone), estimer la déforestation évitée est bien plus délicat. En effet, elle repose sur l'établissement d'un scénario contrefactuel¹⁸ par nature incertain, qui sert de référence pour apprécier l'efficacité d'efforts de réduction de la déforestation.¹⁹

Trois enjeux majeurs sont alors posés, qui constituent encore aujourd'hui trois piliers de ce qui est devenu le mécanisme REDD+²⁰ :

- L'additionnalité, ou le fait que la réduction estimée de déforestation ne se serait pas produite spontanément en l'absence des efforts consentis ;
- La permanence, c'est-à-dire le fait que les hectares de forêt épargnés et ayant donné lieu à des émissions de crédits carbone ne seront pas ensuite déforestés ;
- La question des fuites, ou l'idée que la déforestation évitée à un endroit n'a pas été simplement déplacée ailleurs.

Déjà controversés dans le cas de l'afforestation/reforestation (on peut en effet imaginer des crédits carbone émis suite à un projet de reforestation qui serait par la suite détruit, donc sans assurance de la permanence du carbone stocké), ces aspects sont d'autant plus critiques dans le cas de la déforestation évitée. Une émission massive de crédits carbone pourrait par exemple

perturber le fonctionnement du marché du carbone, alors que les conditions d'additionnalité, de permanence et de maîtrise des fuites ne seraient pas respectées.

Finalement, seules l'afforestation et la reforestation seront dans un premier temps incluses au sein des MDP. La déforestation évitée, elle, restera à cette époque un mécanisme annexe et pourra uniquement être invoquée dans le cadre du fonds d'adaptation prévu par le protocole de Kyoto.

REDD+ s'impose finalement comme un incontournable de la lutte contre le changement climatique

Il faudra attendre 2007 et la conférence de Bali sur le Climat pour que la déforestation évitée soit définitivement admise comme un moyen indispensable de la lutte contre les émissions de carbone induites par la déforestation.²¹ On parlera alors de Réduction des Emissions induites par la Déforestation et la Dégradation Forestière (REDD²²).

L'acceptation de REDD+ se fait dans un contexte particulièrement favorable. Alors qu'on estime que la déforestation représente la deuxième source d'émissions de GES²³ avec près d'un quart des émissions, Kindermann et al.²⁴ ont estimé qu'une réduction de 10% et de 50% du taux mondial de déforestation coûterait respectivement 0,4 à 1,7 milliards et 17,2 à 28 milliards de dollars par an²⁵. Ceci ferait de la déforestation évitée une option de mitigation des émissions de GES peu coûteuse. De tels résultats sont attendus puisque la déforestation se produit très souvent dans des zones où les profits tirés de l'agriculture sont faibles.²⁶ Le coût d'opportunité²⁷ de la non-déforestation est donc supposé très bas, comme cela avait déjà été souligné deux ans plus tôt par l'influent Rapport Stern.²⁸

Le mécanisme REDD+ apparaît alors comme un mécanisme pouvant aboutir à des résultats massifs et rapides de réduction des émissions mondiales de GES en plus d'être peu coûteux.²⁹

Cependant, ce faible coût a trop souvent fait croire qu'il serait simple à mettre en oeuvre.³⁰ Bien qu'apparaissant incontournable, de nombreux enjeux autour de REDD+ faisaient et font toujours débat, comme en témoigne cette liste, probablement non-exhaustive, montrant les tensions existant entre le projet REDD+ tel qu'il a été imaginé initialement et le mécanisme tel qu'il est/pourrait être appliqué concrètement :

- Appliquer REDD+ à une échelle nationale permettrait de limiter le risque de fuites par rapport à des projets REDD+ subnationaux.³¹ De fait cependant, alors qu'aucun projet de ce type n'a été mené à bien du début à la fin à l'échelle nationale (dans de très nombreux cas les pays en sont encore à une phase de préparation), des centaines de projets REDD+ subnationaux menés par des acteurs variés (gouvernements

²¹A. Angelsen (2008c). « REDD models and baselines ». In : *International Forestry Review* 10.3, p. 465–475. DOI : 10.1505/ifer.10.3.465.

²²L'ajout du "+", suite aux accords de Cancun en 2010, inclura la possibilité d'une hausse du carbone présent dans les écosystèmes par des mesures de gestion adaptées.

²³IPCC (2007). *Climate Change 2007 : Synthesis Report*. Rapp. tech., p. 52.

²⁴G. Kindermann et al. (2008). « Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. » In : *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105.30, p. 10302–10307. DOI : 10.1073/pnas.0710616105.

²⁵D'après les statistiques de la Banque Mondiale, le PIB mondial en 2008 était d'environ 63 000 milliards de dollars.

²⁶A. Angelsen, éd. (2008b). *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*. Bogor, Indonésie : CIFOR, p. 172. DOI : 10.1002/tqem.3310060102.

²⁷C'est-à-dire le coût qu'engendre le fait de ne pas mener à bien une activité. Il correspond aux revenus nets que cette activité aurait engendrés, moins les coûts de production auxquels il aurait fallu consentir pour la mener à bien.

²⁸N. Stern (2007). *The Economics of Climate Change*. Cambridge : Cambridge University Press, p. 712. DOI : BookReview.

²⁹Angelsen (2008b). Cf. note 26.

³⁰Angelsen (2008c). Cf. note 21.

³¹M. Pasgaard et al. (2016). « Challenges and opportunities for REDD+ : A reality check from perspectives of effectiveness, efficiency and equity ». In : *Environmental Science and Policy* 63, p. 161–169. DOI : 10.1016/j.envsci.2016.05.021.

³²W. D. Sunderlin et al. (2014). *The challenge of establishing REDD+ on the ground : Insights from 23 subnational initiatives in six countries*. Rapp. tech. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 56. DOI : 10.17528/cifor/004491.

³³A. Angelsen et D. McNeill (2012). « L'évolution de la REDD+ ». In : *Analyse de la REDD+. Les enjeux et les choix*. Sous la dir. d'A. Angelsen et al. Bogor, Indonesia : CIFOR.

³⁴Ibid.

³⁵M. Huettner et al. (2009). « A comparison of baseline methodologies for 'Reducing Emissions from Deforestation and Degradation' ». In : *Carbon balance and management* 4.4. DOI : 10.1186/1750-0680-4-4.

³⁶M. Herold et al. (2012). *A step-wise framework for setting REDD + forest reference emission levels and forest reference levels*. Rapp. tech. 52. CIFOR, p. 1–8. DOI : 10.17528/cifor/003788.

³⁷C. M. Ryan et al. (2014). « Quantifying the causes of deforestation and degradation and creating transparent REDD+ baselines : A method and case study from central Mozambique ». In : *Applied Geography* 53, p. 45–54. DOI : 10.1016/j.apgeog.2014.05.014.

³⁸R. N. Lubowski (2008). « What are the costs and potentials of REDD? ». In : *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*. Sous la dir. d'A. Angelsen. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 23–30 ; H. Gregersen et al. (2010). *Does the Opportunity Cost Approach Indicate the Real Cost of REDD+ ? Rights and Realities of Paying for REDD+*. Rapp. tech. Washington DC : Rights et Resources Initiative, p. 29.

- locaux, ONGs, acteurs privés, etc.) seraient déjà en cours³² ;
- L'absence d'un cadre global fonctionnel pour un financement de REDD+ au sein d'un marché du carbone se traduit aujourd'hui par le fait qu'une grande part des fonds destinés à des projets REDD+ provienne de l'aide au développement, notamment dans le cadre d'accords bilatéraux³³ ;
 - La notion même de paiement au résultat semble le plus souvent secondaire,³⁴ ce qui pose de sérieuses questions sur les fondements même de REDD+ : le pilier de l'additionalité fait-il toujours sens ?

1.1.3 Prédire la déforestation future : un défi majeur pour REDD+.

L'établissement des scénarios de référence : un enjeu méthodologique, économique et politique

Les grandes lignes des méthodologies de formulation des scénarios de référence L'établissement et l'acceptation des scénarios de référence constituent le défi majeur à affronter avant la mise en place effective de REDD+. ³⁵ En effet, l'efficacité du dispositif dépend de façon critique des scénarios de référence établis, à partir desquels sont estimés la déforestation évitée et les crédits carbone alloués. Il en découle par ailleurs, de façon cruciale, la nécessité de mettre en place des méthodes transparentes d'établissement de ces scénarios de référence. ³⁶

Trois options sont généralement considérées pour la formulation de scénarios de référence³⁷ :

- une approche historique stricte : la déforestation future prédite par le scénario de référence est égale à la déforestation passée observée sur une période donnée ;
- une approche historique associée à un coefficient d'ajustement : cette méthode se base sur une poursuite des tendances historiques, mais inclut un facteur d'amplification ou au contraire de limitation des taux de déforestation passés en fonction du contexte propre à chaque pays ;
- la simulation : elle vise à produire des modèles futurs de déforestation sur la base de variables explicatives caractérisant ce processus.

Une rationalité économique supposée... La mention de la déforestation évitée comme une option de mitigation des émissions de GES à faible coût se fonde essentiellement sur la notion de coût d'opportunité.³⁸ Celle-ci traduit la recherche d'une rationalité économique. Si l'on ne se focalise que sur des aspects carbone, laissant donc de côté la biodiversité ou la justice sociale, une tonne de carbone est équivalente partout sur Terre qu'elle provienne de la fermeture d'une centrale à charbon ou de la déforestation évitée d'un hectare de forêt tropicale. Il est donc plus efficient

de choisir de financer des options peu coûteuses pour obtenir des résultats massifs de réduction de ces émissions.

A ce titre, il semble en effet rationnel d'un point de vue économique qu'il faille, pour éviter qu'un hectare de forêt ne soit déforesté, payer à l'utilisateur potentiel de cette zone au minimum les bénéfices qu'il aurait tiré de sa conversion vers un autre usage. Puisque cette forêt peut-être exploitée plusieurs années de suite, d'abord pour son bois, puis pour les produits agricoles que son sol produit, il semble également pertinent de sommer les profits annuels, en appliquant éventuellement un taux d'actualisation³⁹.

... mais des méthodologies de fait influencées par des intérêts politico-économiques nationaux Cependant, ce coût d'opportunité n'est pas le seul facteur de coût à prendre en compte. Dyer et Counsell⁴⁰ décrivent également des coûts de transaction (temps d'identification des projets REDD+ et des négociations, etc.), des coûts d'application des projets (administratifs notamment), des coûts institutionnels (traduisant les efforts nécessaires pour ajuster le cadre institutionnel local au projet REDD+, l'élaboration de nouvelles politiques de réductions des émissions de GES, etc.). Cité dans ce même rapport, un cas d'étude brésilien a estimé ces coûts annexes à une valeur proche de celle des coûts d'opportunité, indiquant donc que ceux-ci sont loin d'être négligeables. On peut également penser à des coûts politiques, qui bien que non-chiffrables, peuvent sembler colossaux pour ceux mêmes qui les mettraient en place et en subiraient les conséquences, notamment lorsqu'il s'agit de combattre la corruption et les incitations perverses à la déforestation.⁴¹ Enfin, il existe des cas où le coût d'opportunité n'est simplement pas pertinent, comme par exemple dans le cas d'activités illégales.⁴² En effet, dans ce cas, le coût réel de la déforestation évitée devrait correspondre au coût de mettre fin à ces activités illégales, et non évalué sur la base de la richesse tirée de ces activités⁴³. Ces contraintes constituent donc des freins majeurs à la formulation d'un mécanisme purement rationnel économiquement.

De plus, pour être efficace, un mécanisme doit aussi inclure un maximum de pays, et si possible les plus grands contributeurs à la déforestation mondiale, ce qui peut évidemment nuire à son efficacité. Afin d'augmenter la contribution des pays, le rapport Eliasch suggère l'idée d'une responsabilité limitée et d'un système qualifié de « *no-lose* ». ⁴⁴ Angelsen et Rudel⁴⁵ proposent la nécessité d'adapter le fonctionnement de REDD+ en fonction des contextes locaux : pour les pays à forte couverture forestière, on financerait le maintien des stocks de carbone ; pour les pays en transition, on financerait la diminution de leur déforestation ; enfin pour les pays peu forestés c'est la reforestation qui serait financée. Ces ajustements, bien que probablement nécessaires à la participation des pays à REDD+, pourraient donc cependant

³⁹Ce taux d'actualisation reflète la préférence d'un agent économique pour une jouissance immédiate d'un bien et de son aversion au risque. Concrètement, partant de ces principes, un agriculteur accepterait de vendre, à t_0 , sa production espérée à t_{+10} , à une valeur inférieure à celle d'une même production produite à t_0 .

⁴⁰A. Dyer et S. Counsell (2010). *Briefing McREDD : How McKinsey 'cost-curves' are distorting REDD*. Rapp. tech. November. London : The Rainforest Foundation UK, p. 12.

⁴¹Gregersen et al. (2010). Cf. note 38.

⁴²Ibid.

⁴³Ce qui pose évidemment ensuite le problème de la définition de l'illégalité, et la question des moyens de subsistance des populations locales qui pourraient être amenées à avoir des activités économiques considérées comme illégales.

⁴⁴J. Eliasch (2008). *Climate Change : Financing Global Forests*. Rapp. tech., p. 273.

⁴⁵A. Angelsen et T. K. Rudel (2013). « Designing and implementing effective REDD + policies : A forest transition approach ». In : *Review of Environmental Economics and Policy* 7.1, p. 91–113. DOI : 10.1093/reep/res022.

grandement amoindrir son efficience.

La place de la modélisation

L'étape de la formulation des scénarios de référence repose sur des modèles, qu'ils soient conceptuellement très simples, comme dans le cas des scénarios historiques stricts, ou bien plus complexes, dans le cas des simulations notamment.

⁴⁶On parlera ici uniquement de déforestation, mais plus généralement ceci concerne bien sûr également les modèles de changement d'usage des terres.

⁴⁷*pattern-based models* en Anglais

⁴⁸*process-based models* en Anglais

⁴⁹J. C. Castella et P. H. Verburg (2007). « Combination of process-oriented and pattern-oriented models of land-use change in a mountain area of Vietnam ». In : *Ecological Modelling* 202.3-4, p. 410–420. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2006.11.011 ; D. G. Brown et al. (2013). « Opportunities to improve impact, integration, and evaluation of land change models ». In : *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, p. 452–457. DOI : 10.1016/j.cosust.2013.07.012.

⁵⁰*data-driven models*

⁵¹*agent-based models*

⁵²C. Grinand (2016). « Suivi et modélisation des changements d'usage des terres et stocks de carbone dans les sols et les arbres dans le cadre de la REDD + à Madagascar. Vers des mesures pertinentes localement et cohérentes à large échelle. » Thèse de doct. Université de Montpellier, p. 231.

⁵³D. G. Brown et al. (2013). Cf. note 49.

⁵⁴D. G. Brown et al. (2014). *Advancing Land Change Modeling*. Washington DC : National Academies Press, p. 152. DOI : 10.17226/18385 ; D. G. Brown et al. (2013). Cf. note 49.

Des modèles focalisés sur les patrons de déforestation ou des modèles focalisés sur les processus Il est possible de distinguer deux grands types de modèles de déforestation⁴⁶ : les modèles focalisés sur les patrons de déforestation⁴⁷ et les modèles focalisés sur les processus^{48, 49}. Une dénomination complémentaire permet de mettre davantage en évidence des différences concrètes entre ces deux familles de modèles : on parle parfois également respectivement de modèles statistiques basés sur les données⁵⁰, par opposition aux modèles basés sur les agents économiques des changements d'usage du sol^{51, 52}.

Les premiers expliquent les patrons temporels et/ou spatiaux de la déforestation par des relations statistiques avec des variables explicatives diverses, mais globalement identifient peu, ou de manière implicite, les causes de la déforestation. Bien sûr, les facteurs économiques en lien avec la déforestation peuvent être présents en arrière-plan, mais en modélisant l'intensité de la déforestation en fonction du PIB d'un pays par exemple, on met de côté les raisons pour lesquelles un changement de PIB peut se traduire par un effet en termes de déforestation. On peut aussi considérer un modèle purement historique comme un modèle basé sur les patrons de déforestation : on ne cherche pas à connaître les causes de la déforestation mais on établit simplement que la moyenne historique est un bon estimateur des tendances de déforestation. Comme leur nom l'indique, les *process-based models* cherchent eux, au contraire, à prédire explicitement les processus, c'est-à-dire les décisions des acteurs qui peuvent influencer la déforestation, sur la base de théories économiques, souvent en explicitant les fonctions d'offre et de demande pour caractériser un équilibre économique.⁵³

Alors que les modèles particulièrement axés sur la prédiction des patrons de déforestation (tels que les modèles de type *machine-learning*) peuvent être utiles pour traduire des continuités (notamment dans le cadre d'un scénario purement historique), il semble aujourd'hui nécessaire de concentrer des efforts importants sur l'étude des processus à l'origine de la déforestation, afin de fournir des modèles plus utiles aux décideurs, permettant notamment d'entrevoir différents scénarios alternatifs de déforestation.⁵⁴

Modélisation spatialisée ou non-spatialisée Bien que les deux types de modèles précédemment évoqués puissent être traduits sous forme de cartes de déforestation prédite, il est possible plus généralement d'associer les modèles spatialisés aux modèles focalisés sur les patrons de déforestation d'un côté,⁵⁵ et les modèles non-spatialisés aux modèles focalisés sur les processus de l'autre.

La difficulté à spatialiser à une échelle fine les données socio-économiques, généralement agrégées, en est peut-être la raison. Afin de contourner cette contrainte, de nombreux modèles spatialement explicites vont utiliser des variables géographiques comme proxy de processus socio-économiques. Par exemple, la distance à un marché est parfois utilisée comme proxy de la rente associée à l'exploitation d'une parcelle de terre.⁵⁶ Cependant, l'utilisation de tels proxy peut obscurcir la causalité, notamment du fait du problème de l'endogénéité⁵⁷ : considérer que la présence d'une route est un facteur majeur de déforestation peut faire oublier les raisons économiques (présence de terres propices à l'agriculture) ou politiques (colonisation de l'espace national) qui ont provoqué l'ouverture de ces routes. Par ailleurs, comme souligné par Bax et al.,⁵⁸ les variables non spatiales, politiques ou culturelles sont hors de portée de ces modèles, alors qu'elles sont primordiales pour comprendre la déforestation. De fait les modèles spatialisés vont donc généralement se contenter de prédire des patrons de déforestation plutôt que les processus qui l'engendrent.

Finalement, afin d'éviter la difficulté précédemment évoquée de combiner des variables spatiales et socio-économiques produites à des échelles très différentes, Veldkamp et Lambin⁵⁹ ont suggéré une distinction entre une composante spatiale prédisant la localisation de la déforestation et une composante prédisant l'intensité de la déforestation. Bien que certains auteurs la critiquent et s'y opposent,⁶⁰ cette distinction est aujourd'hui opérée dans la plupart des modèles.⁶¹ Elle pourrait permettre de réconcilier des modèles spatiaux prédisant les patrons spatiaux de déforestation et des modèles davantage focalisés sur les aspects socio-économiques des activités anthropiques à l'origine de la déforestation. Cependant, l'intensité de la déforestation au sein de ces modèles est très souvent prédite par une moyenne historique,⁶² ce qui montre bien que les processus à l'origine de la déforestation ne sont pas réellement pris en compte.

1.2 Contexte de l'étude

Ainsi que suggéré par D. G. Brown et al.,⁶³ il semble donc nécessaire de s'efforcer à caractériser de façon précise les processus sous-jacents qui déterminent la déforestation, en particulier les facteurs socio-économiques et politiques qui sont généralement laissés de côté dans les modèles, afin de fournir des modèles utiles

⁵⁵Castella et Verburg (2007). Cf. note 49.

⁵⁶K. M. Chomitz et D. a. Gray (1996). « Roads, Land Use, and Deforestation : A Spatial Model Applied to Belize ». In : *The World Bank Economic Review* 10.3, p. 487–512. DOI : 10.1093/wber/10.3.487.

⁵⁷A. Veldkamp et E. F. Lambin (2001). « Predicting land-use change ». In : 85, p. 1–6. DOI : 10.1016/S0167-8809(01)00199-2.

⁵⁸V. Bax et al. (2016). « Spatial modeling of deforestation processes in the Central Peruvian Amazon ». In : *Journal for Nature Conservation* 29, p. 79–88. DOI : 10.1016/j.jnc.2015.12.002.

⁵⁹Veldkamp et Lambin (2001). Cf. note 57.

⁶⁰I. M. D. Rosa et al. (2013). « Predictive Modelling of Contagious Deforestation in the Brazilian Amazon ». In : *PLoS ONE* 8.10. DOI : 10.1371/journal.pone.0077231.

⁶¹G. Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar ». In : *Ecology and Evolution* 3, p. 1702–1716. DOI : 10.1002/ece3.550.

⁶²J.-F. Mas et al. (2007). « Modeling Tropical Deforestation : A Comparison of Approaches ». In : *32nd symposium on remote sensing of environment*.

⁶³D. G. Brown et al. (2014). Cf. note 54.



FIGURE 1.1 – Carte générale de la zone d'étude. Les entités concernées dans le cadre de cette thèse sont indiquées en rouge. Le fond de carte a été obtenu à l'adresse suivante : <http://www.sig-formationlemans.fr/index.php/boite-a-outils/bibliotheque/40-bibliotheque/bibliotheque-de-fonds-de-cartes/270-carte-du-monde>

pour la prise de décision. Fournir cet effort pourrait permettre de s'affranchir de modèles très conservatifs basés sur des scénarios historiques. Ceci est d'autant plus important que la déforestation historique, très dynamique et notamment déterminée par la variabilité des prix des commodités, semble être un mauvais prédicteur de la déforestation future.⁶⁴ Ce travail nécessite comme pré-requis une bonne connaissance de la zone d'étude, puisque les contextes locaux sont d'une importance cruciale et qu'aucun facteur universel de déforestation n'a pu être mis en évidence.⁶⁵

⁶⁴A. Angelsen (2008a). « How do we set the reference levels for REDD payments? » In : *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*. Sous la dir. d'A. Angelsen. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 53–64.

⁶⁵H. J. Geist et E. F. Lambin (2002). « Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation ». In : *BioScience* 52.2, p. 143. DOI : 10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUFD]2.0.CO;2.

⁶⁶D. S. Hammond (2005). *Tropical Forests of the Guiana Shield : Ancient Forests in a Modern World*. Sous la dir. de D. S. Hammond. Cambridge : CABI Publishing, p. 1–14.

⁶⁷FAO (2015). *Évaluation Des Ressources Forestières Mondiales 2015*, p. 253.

⁶⁸M. Rahm et al. (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*. Rapp. tech., p. 59.

1.2.1 Cas d'étude : le Plateau des Guyanes

Un territoire à forte couverture forestière et faible déforestation historique

Cette étude porte sur une partie du Plateau des Guyanes, région couverte par un substrat géologique précambrien couvrant une surface de plus de 2 millions de km²,⁶⁶ dont nous étudierons quatre entités territoriales : le Guyana, le Suriname, la Guyane française et l'État brésilien d'Amapá (Figure 1.1).

Cette zone (Figure 1.2) couvre une surface d'environ 600 000 km² dont une proportion d'environ 90%, soit plus de 500 000 km², correspond à une forêt tropicale humide.⁶⁷ Par ailleurs, elle possède parmi les plus faibles taux de déforestation au monde, avec des taux annuels inférieurs à 0,1%,⁶⁸ ce qui la classe parmi les pays

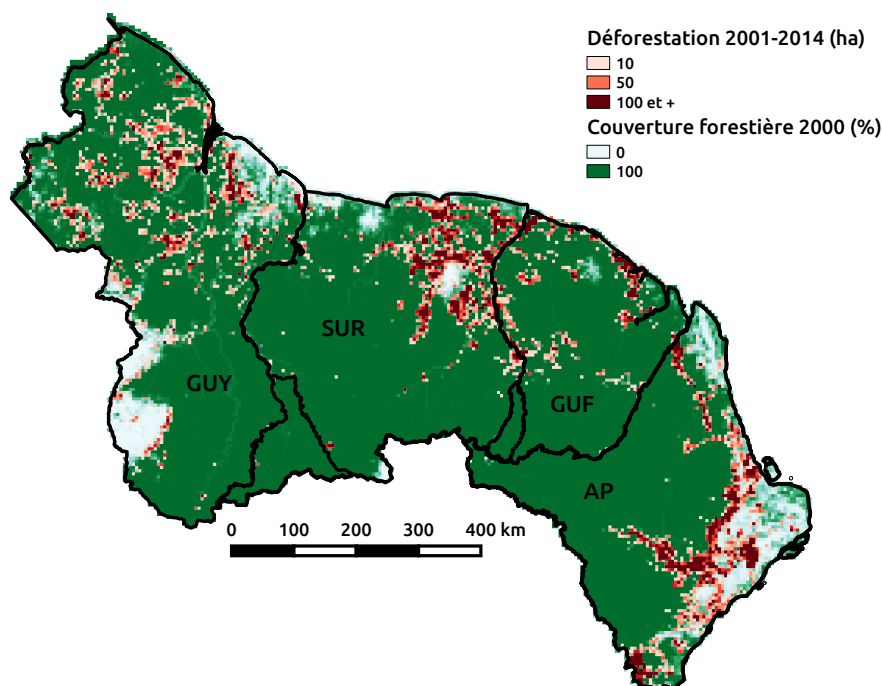


FIGURE 1.2 – Carte de couverture forestière (2000) et de déforestation (2001-2014) sur la zone d'étude (GUY = Guyana, SUR = Suriname, GUF = Guyane française, AP = Amapá; la superposition des frontières entre le Guyana et le Suriname, et le Suriname et la Guyane française indiquent des conflits frontaliers), d'après les données de Hansen et al. (2013). Pour une meilleure visibilité, ces données ont été résumées sur une grille d'une résolution de 5 km. La couverture forestière est indiquée en pourcentage, c'est-à-dire le pourcentage de pixels forestés au sein de chaque cellule de 5x5 km. La déforestation, elle, est exprimée en hectares déforestés par cellule de 5x5 km. Seules les cellules où plus de 10 hectares ont été déforestés sur la période sont indiquées, soit 0,4% d'une cellule.

à forte couverture forestière et faibles taux de déforestation^{69, 70}.

Les quatre entités concernées par cette thèse comptent parmi les plus faibles densités de population au monde, leur population totale excédant tout juste 2 millions d'habitants (moins de 4 habitants au kilomètre carré). Les infrastructures routières sont très peu développées et, à part dans le cas du Guyana, restent largement cantonnées à la bande côtière. Le transport pour les habitants de l'intérieur se fait donc exclusivement par voie fluviale et, dans une moindre mesure, aérienne.

Des contextes socio-économiques et politiques néanmoins variés

Statut institutionnel et politique Malgré ces similarités géographiques et environnementales, ces entités sont toutefois très différentes à de nombreux points de vue.

En termes institutionnels et politiques, tout d'abord, deux sont des pays indépendants (le Guyana et le Suriname), alors que l'État d'Amapá et la Guyane française sont des entités territoriales d'autres Nations. L'Amapá est un État isolé du géant brésilien, au

⁶⁹Nommé HFLD en Anglais, pour *High Forest Low Deforestation countries*

⁷⁰B. Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules ». In : *Environmental Science and Policy* 12.7, p. 897-911. DOI : 10.1016/j.envsci.2009.07.008.

Nord de l'Amazonie. La Guyane française, elle, a le statut original de seul territoire amazonien de France et de l'Union Européenne. Bien que des tensions peuvent toujours exister entre la volonté des autorités locales et nationales, on peut donc s'attendre à ce qu'elles soient d'autant plus fortes (ou en tout cas d'autant mieux institutionnalisées) entre un État (Amapá) ou une région (Guyane française) d'une part, et un État fédéral (Brésil) ou un État national (France) d'autre part.

Structure des économies Ces différentes entités politiques diffèrent également de façon notoire par la structure de leurs économies.

Le PIB par habitant en parité de pouvoir d'achat est ainsi très variable au sein de la région.⁷¹ Alors que la Guyane française se hisse en seconde place sur le podium sud-américain avec 15 153 dollars par habitant en 2012, le Guyana se place loin derrière avec 7 939 dollars par habitant. Le Suriname est, lui, dans une situation intermédiaire, avec un PIB par habitant en 2012 équivalent à 12 398 dollars (données non disponibles pour l'Amapá en parité de pouvoir d'achat). Il convient cependant de noter que ces données ne reflètent pas des situations de long terme : d'après les données de la Banque Mondiale, les PIB du Guyana et du Suriname en parité de pouvoir d'achat ont en effet plus que doublé sur la période 2001-2014, probablement en partie du fait de la hausse des cours de l'or.

L'activité économique de la Guyane française et de l'Amapá est dominée par le secteur tertiaire, représentant les 3/4 de la valeur ajoutée totale en 2007 en Guyane française⁷² et environ 80% du PIB de l'Amapá.⁷³ Cette part est moindre au Guyana et au Suriname, avec une contribution au PIB de l'ordre de 58 et 48% respectivement en 2007 (Données de la Banque Mondiale).

La situation est inverse pour le secteur de l'orpaillage. Il représente en effet une part bien plus importante du PIB au Guyana, avec 15,5% du PIB en 2011,⁷⁴ et au Suriname, environ 10% du PIB en 2010^{75,76}, qu'en Guyane française avec environ 4% du PIB⁷⁷ ou et en Amapá avec environ 1,5% en 2007.⁷⁸ Au Suriname, au delà du seul PIB, un autre chiffre impressionne : plus de 30% de la main d'œuvre travaillerait dans le secteur de l'orpaillage,⁷⁹ ce qui renforce sa place dans l'économie surinamaïse.

Cette importance dans l'économie se traduit également en termes d'impacts environnementaux : au Guyana, on estime que 90% de la déforestation est provoquée par l'orpaillage.⁸⁰

1.2.2 L'accord Guyana-Norvège : un exemple de chantage environnemental ?

Les pays du Plateau des Guyanes ont fait part de leur intérêt pour le mécanisme REDD+. Bien que la Guyane française ne soit pas

⁷¹IEDOM (2015). *Guyane. Rapport annuel 2014*. Rapp. tech. Paris : IEDOM, p. 203. DOI : 10.13902/j.cnki.syyj.2015.02.015.

⁷²Ibid.

⁷³M. J. de Oliveira (2010). « Mineração e desenvolvimento local : benefícios e desafios aos municípios amapaenses ». Thèse de doct. Universidade Federal do Pará, p. 293.

⁷⁴D. Singh et al. (2013). *Guyana's Extractive Industry Sector (EIS). A Synopsis of Issues and Recommendations for the mining sector as a Sustainable Element of Guyana's Low Carbon Development Strategy (LCDS)*. Rapp. tech. Georgetown : Conservation International Guyana, ProjektConsult GmbH, WWF Guianas, p. 78.

⁷⁵Central Bank van Suriname (2014). *Leading Sectors of Suriname : The impact of Mining, Agriculture and Tourism Activities on the Economy. 1970-2012*. Rapp. tech. Paramaribo : Centrale Bank van Suriname, p. 145.

⁷⁶On peut cependant s'attendre à ce que cette part ait augmenté beaucoup en 2012 avec l'explosion des cours de l'or.

⁷⁷H. Ferrarini (2016). *La forêt guyanaise menacée par les mines d'or*. URL : <https://reporterre.net/La-foret-guyanaise-menacee-par-les-mines-d-or> (visité le 06/03/2017).

⁷⁸Oliveira (2010). Cf. note 73.

⁷⁹Central Bank van Suriname (2014). Cf. note 75.

⁸⁰Guyana Forestry Commission et Indufor (2013). *Guyana REDD + Monitoring Reporting & Verification System (MRVS). Year 3 Interim Measures Report*. Rapp. tech. Helsinki : Guyana Forestry Commission, Indufor, p. 215.

éligible pour un projet REDD+ du fait de son statut de région faisant partie d'un pays de l'Annexe I, la question de l'avenir de la forêt dans le cadre du développement de la région est bien sûr un enjeu majeur. En Amapá, des projets REDD+ à l'échelle locale sont en cours de construction.⁸¹ Au Suriname, la Proposition pour la Préparation à la REDD+ (RPP) a été récemment validée par la Banque Mondiale.⁸² Finalement, le Guyana s'est imposé dans le débat international sur REDD+ d'une façon beaucoup plus médiatique.

Le scénario « économiquement rationnel ».

En 2008, le gouvernement du Guyana a publié un rapport présentant une méthode visant à créer des incitations financières à la préservation des forêts du Guyana et du monde.⁸³ Prenant acte de l'incapacité des scénarios historiques à proposer un mécanisme incitatif pour le pays, du fait de ses taux de déforestation très faibles, ce rapport prétend combler une défaillance des marchés qui valorisent les produits issus de la déforestation sans prendre en compte la valeur des services écosystémiques rendus par la forêt.

Ce travail développe les notions de « Valeur Économique pour la Nation » (EVN pour « *Economic Value for the Nation* ») et de « Valeur Économique pour le Monde » (EVW ou « *Economic Value for the World* »), utilisées afin de définir un scénario de référence « économiquement rationnel » (« *economically rational* » baseline). La première détermine le prix minimum à fournir au Guyana pour qu'il renonce à exploiter sa forêt. Elle correspond donc à un prix plancher. La seconde exprime ce que perdrait le monde si le Guyana coupait sa forêt, et correspondrait au prix plafond du mécanisme.

L'EVN est calculé comme le coût d'opportunité, pour l'État du Guyana, de laisser la forêt sur pied. D'après le rapport il comporte quatre composantes, trois induisant des profits évités, et une induisant des coûts évités :

- la valeur du bois sur pied qui ne sera pas exploité ;
- la valeur des productions agricoles ou autres⁸⁴ qui seraient tirées du sol après déforestation ;
- le coût de la perte de services écosystémiques, notamment en terme de consommation de produits non-ligneux, de perte de revenus liés à l'écotourisme, ou du coût des inondations dont la fréquence et l'intensité augmenteraient avec la disparition de la forêt ;
- le coût de la surveillance et de la protection des forêts qui diminuerait avec leur surface.

L'EVW est un concept plus flou, recoupant l'ensemble des services écosystémiques produits par la forêt et qui bénéficient au monde entier, tels que la régulation climatique ou la préservation

⁸¹J. V. Guadalupe Gallardo (2014). « Análise espacial e econômica do desmatamento para subsidiar estratégias de REDD+ no Amapá, Amazônia ». Thèse de doct. Universidade Federal do Amapá, UNIFAP, p. 1-159.

⁸²R. van Kanten et al. (2013). *Readiness Preparation Proposal (RPP) - For Country : Suriname*. Rapp. tech. Paramaribo : Forest Carbon Partnership Facility (FCPF), p. 153.

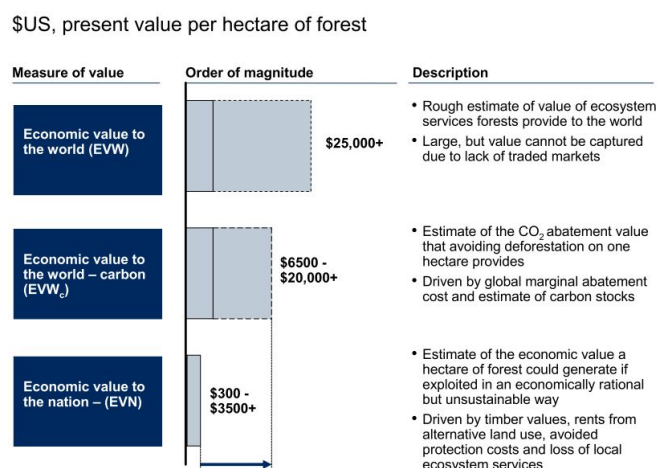
⁸³McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation ». In : *Office* December, p. 35.

⁸⁴on peut penser notamment à la production minière

de la biodiversité. D'après le rapport McKinsey, certains chercheurs l'évalueraient à plus de 25 000 dollars par hectare, mais une valeur plus conservative est prise en compte par ses auteurs. Cette valeur, nommée EVW_c , correspond aux crédits carbone qui seraient tirés de la déforestation évitée de la forêt guyanienne, en supposant un prix du carbone de 20 dollars la tonne.

Alors que l' EVW_c est estimée à plus de 6 500 dollars par hectare, l' EVN n'est elle évaluée qu'à une valeur comprise entre 300 et 3 500 dollars l'hectare (Figure 1.3), ce qui renforcerait la conclusion des auteurs que le Monde a tout intérêt à accepter le « marché » proposé par le Guyana. Le scénario « économiquement rationnel » défendu par le Guyana fait donc l'hypothèse que l'ensemble des forêts du pays sont déforestées (à un rythme de 600 000 hectares par an, soit approximativement 100 fois plus que le rythme de déforestation actuel), mais que cela pourrait être évité contre une somme annuelle comprise entre 430 et 1 200 millions de dollars.

FIGURE 1.3 – Mesures de la « Valeur Économique pour le Monde » et de la « Valeur Économique pour la Nation ». Figure extraite du rapport de McKinsey & Company (2008).



Un accord final bien inférieur aux demandes du Guyana

Ce rapport a été vivement critiqué, et ses auteurs parfois accusés de chantage environnemental.⁸⁵ En 2009, un accord est signé entre la Norvège et le Guyana, prévoyant un financement allant jusqu'à 250 millions de dollars sur 5 ans, entre 2010 et 2015,⁸⁶ soit une annuité près de dix fois inférieure à celle imaginée dans le cas du scénario « économiquement rationnel ».

Alors que le scénario « économiquement rationnel » supposait un taux de déforestation annuel moyen de 4,3%, l'accord entre la Norvège et le Guyana admet, lui, des niveaux de déforestation bien inférieurs.⁸⁷ Un scénario *Business-As-Usual*, qui pourrait correspondre au niveau de déforestation futur attendu en l'absence d'efforts de la part du gouvernement dans la maîtrise de la déforestation, a été défini, correspondant à la moyenne entre le taux de déforestation moyen historique du Guyana (0,03%) et le taux

⁸⁵ A. Karsenty et S. Ongolo (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism ». In : *Forest Policy and Economics* 18, p. 38–45. DOI : 10.1016/j.forpol.2011.05.006.

⁸⁶ Republic of Guyana (2010). *Transforming Guyana's Economy While Combating Climate Change*. Rapp. tech., p. 128.

⁸⁷ LCDS Guyana (2011). « Joint Concept Note ». Georgetown.

de déforestation global sur la période 2005-2010 (0,52%), donnant ainsi un scénario annuel de déforestation de 0,275%. Cependant, ce scénario ne sert pas de scénario de référence à proprement parler dans le cadre de cet accord. Un second scénario servant à estimer les crédits versés au Guyana est établi, encore bien plus bas, assurant un financement intégral pour des taux de déforestation inférieurs à 0.056% annuels, et une décroissance graduelle des crédits pour atteindre zéro si les taux de déforestation annuels dépassent 0.1%⁸⁸.

⁸⁸ A noter toutefois que la déforestation induite par le projet de barrage hydroélectrique d'Amaila Falls ne serait pas pris en compte, en tant que contributeur à la décarbonisation de l'énergie consommée au Guyana.

1.3 Problématique et plan de la thèse

La problématique générale de cette thèse concerne la formulation des scénarios de référence dans la perspective du mécanisme REDD+, appliquée à une région à forte couverture forestière et faible déforestation.

Le Plateau des Guyanes constitue à ce titre une zone d'intérêt à la fois pour les aspects modélisation d'une part, et dans la mise en perspective du mécanisme REDD+ d'autre part.

1.3.1 Modéliser la déforestation sur le Plateau des Guyanes

Modéliser la faible déforestation

Modéliser la déforestation sur le Plateau des Guyanes revient, pour la première fois, à modéliser des zones à faible déforestation alors que l'ensemble des études s'étaient, jusqu'à aujourd'hui, focalisées bien évidemment sur les régions à forte déforestation associée à des forts enjeux de conservation.

Comme évoqué plus haut, le scénario « économiquement rationnel » formulé par le Guyana est une parade à l'incapacité des scénarios de références strictement historiques à être incitatifs pour les pays à faible déforestation. La notion même de pays « HFLD » renvoie nécessairement à la théorie de la transition forestière, selon laquelle chaque pays suivrait une trajectoire de développement le faisant passer d'une situation stable de forte couverture forestière, à une période de développement provoquant une déforestation forte et rapide. Enfin, la déforestation finirait par décroître et s'annuler, avec éventuellement un retour à une reforestation nette.⁸⁹

⁸⁹ Angelsen et Rudel (2013). « Designing and implementing effective REDD + policies : A forest transition approach », cf. note 45, p. 7.

Il ne s'agit pas à ce stade de discuter cette théorie de la transition forestière, parfois critiquée pour être peu fondée.⁹⁰ Cependant, la perspective de la transition forestière a le mérite d'imposer de dépasser les scénarios historiques, qui semblent peu pertinents, car étant au contraire basés sur une valeur constante du taux de déforestation. Pour cela, il semble pertinent de développer un cadre de modélisation permettant de caractériser au mieux

⁹⁰ A. S. Mather (2007). « Recent Asian forest transitions in relation to forest transition theory ». In : *International Forestry Review* 9.1, p. 491–502. DOI : 10.1505/1505.9.1.491 ; S. G. Perz (2007). « Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics : forest transition theory and other directions ». In : *The Professional Geographer* 59.1, p. 105–114. DOI : 10.1111/j.1467-9272.2007.00594.x.

⁹¹D. G. Brown et al. (2014). *Advancing Land Change Modeling*, cf. note 54, p. 8.

les processus à l'origine de la déforestation, permettant ainsi la création de modèles de déforestation utiles pour les décideurs politiques.⁹¹

Quel cadre méthodologique pour intégrer les enjeux socio-économiques et politiques ?

L'échelle spatiale régionale est à ce titre pertinente. Le Plateau des Guyanes correspond à une zone assez petite pour pouvoir caractériser assez finement les différentes activités en jeu. Mais cette surface est également suffisante pour que de nombreuses activités économiques soient présentes, soumises à des cadres institutionnels très variés comme précédemment évoqué.

⁹²M. C. Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change ». In : *Science* 342, p. 850–3. DOI : 10.1126/science.1244693.

Ces activités peuvent par ailleurs présenter des temporalités différentes. Ainsi, alors que de nombreuses études se sont focalisées sur les tendances temporelles de long terme de la déforestation, notamment en formulant des scénarios purement historiques, la mise à disposition de nouvelles données globales et annuelles de déforestation⁹² permet de s'affranchir des contraintes liées à l'acquisition et au traitement lourd de données issues de la télédétection. Il est maintenant alors possible d'analyser les dynamiques de déforestation de court terme. Ceci est primordial, notamment dans notre zone d'étude où l'orpaillage est un facteur majeur de déforestation et une activité très dynamique dans le temps.

1.3.2 Pour le mécanisme REDD+

Mettre en perspective les méthodes de formulation des scénarios de référence

Cependant, construire un modèle de déforestation pour la région cherchant à prendre en compte les différents paramètres socio-économiques et politiques pour simuler la déforestation future n'est qu'une des méthodes possibles de formulation des scénarios de référence proposées dans le cadre de REDD+. Ce scénario focalisé sur les enjeux socio-économiques et politiques propres au Plateau des Guyanes pourrait permettre d'offrir une perspective très différente du scénario « économiquement rationnel » proposé par le Guyana, ainsi que d'éventuels scénarios issus d'autres méthodologies de formulation des scénarios de référence qu'il conviendra également d'évaluer.

Cette remise en perspective semble d'autant plus nécessaire que l'énorme différence entre les demandes initiales du Guyana et l'accord conclu avec la Norvège pose la question de l'arbitraire du choix d'un scénario de référence, poussé par des enjeux politiques. Face à cet arbitraire, les informations que des tendances futures de déforestation prédites à partir des variables socio-économiques caractérisant la déforestation dans la région peuvent nous fournir peuvent être très utiles.

**Enjeux concernant les piliers de REDD+ :
additionnalité, permanence et fuites**

Au delà de leur comparaison avec les autres méthodes de scénarisation, la formulation de modèles et de scénarios prospectifs basés sur des variables socio-économiques et politiques peut être intéressante en soi, pour l'analyse de REDD+.

En effet, en fonction des relations qui peuvent être mises en évidence entre ces variables et la déforestation, on peut se poser la question de la pertinence même de la formulation des scénarios de références.

Que faire si aucune variable ne semble expliquer correctement la déforestation, ou si les variables qui l'expliquent sont par nature imprévisibles ?

1.3.3 Organisation générale de la thèse**Chapitre 2 - Quelle méthodologie de modélisation de la déforestation ?**

Le second chapitre de cette thèse cherchera donc à mettre en place une méthode de modélisation spatialement explicite adaptée à la faible déforestation observée sur le Plateau des Guyanes, tout en intégrant pleinement au sein de ce modèle les variables socio-économiques pertinentes.

Ce modèle sera appliqué au cas de la Guyane française, pour lequel nous bénéficions d'une grande connaissance des facteurs de déforestation, associée à des jeux de données socio-économiques importants. Il repose essentiellement sur une distinction stricte entre un modèle de localisation de la déforestation, basé sur des variables géographiques spatialisées, et un modèle d'intensité de la déforestation basé sur des variables socio-économiques caractérisant les différentes activités à l'origine de la déforestation. Ce modèle d'intensité est lui-même composé de différents sous-modèles, chacun associé à un facteur de déforestation particulier, permettant une prise en compte précise de l'impact de chacun d'entre eux, à la fois dans leur étendue spatiale et temporelle.

**Chapitre 3 - Un facteur de déforestation très
dynamique : le cas de l'orpaillage**

Dans le troisième chapitre, on élargira l'analyse à l'ensemble de notre zone d'étude, en se focalisant sur l'orpaillage, principal facteur de déforestation sur le Plateau des Guyanes, alors que la composante spatiale à fine échelle de la déforestation sera laissée de côté.

Cette focalisation sur le cas de l'orpaillage nous permettra de définir plus précisément les variables socio-économiques et politiques importantes pour déterminer l'ampleur de la déforestation

produite par cette activité. Par ailleurs, l'élargissement de la zone d'étude permettra de mieux mettre en évidence les interactions transnationales, notamment les fuites de déforestation qui sont un des piliers du mécanisme REDD+.

Chapitre 4 - La place des simulations de la déforestation future au sein des différentes méthodologies de développement des scénarios de référence REDD+

Dans un quatrième temps, nous chercherons à replacer les résultats issus de ces modèles, focalisés sur les variables socio-économiques de la déforestation, au sein du cadre plus large de l'ensemble des méthodologies de formulation des scénarios de référence.

Un modèle régional simple sera alors formulé en prenant en compte les principales activités alimentant la déforestation sur le Plateau des Guyanes, l'orpaillage, l'agriculture et l'urbanisation. Ses résultats concernant l'intensité et la localisation de la déforestation prédite seront comparés à ceux obtenus à partir d'autres méthodes simples d'estimation des scénarios de référence publiées.

Ce travail permettra de questionner le choix d'un scénario de référence, avec l'éclairage apporté par la projection de modèles prenant en compte les moteurs actuels de la déforestation à l'échelle de la région. Ceci permettra d'alimenter le débat sur le fonctionnement de REDD+ dont la question des scénarios de référence constitue un des principaux défis.

1.4 Aspects méthodologiques

1.4.1 Le projet REDD+ pour le Plateau des Guyanes

Cette thèse s'est déroulée en partenariat avec le projet REDD+ pour le Plateau des Guyanes, dans le but de contribuer à la modélisation de la déforestation à l'échelle de la région.

Les bases de ce projet ont été formulées en 2008, suite à la COP14 de Poznan, par le Guyana, le Suriname et la France, bientôt rejoints par l'État d'Amapá.⁹³ Ce projet ne constituait pas en soi un projet REDD+. Il visait principalement à développer la coopération régionale, notamment sur des aspects techniques, afin d'aider les pays partenaires dans la formulation éventuelle de futurs projets REDD+.

Le projet REDD+ pour le Plateau des Guyanes, mené par ONF International, a été financé par le FFEM, la Région Guyane, l'Union Européenne et le programme Interreg Caraïbes.

⁹³ ONF International (2013). *About REDD+ for the Guiana Shield project*. URL : <https://reddguianashield.com/>.

1.4.2 Choix des cartes de couverture forestière et de déforestation

Utilisation des données de Hansen

Au cours de cette thèse la variable expliquée, la déforestation, a été extraite des données publiées par Hansen et al.⁹⁴ Bien qu'étant produite à l'échelle globale sans apport d'expertise locale au niveau de notre zone d'étude, ces données nous ont semblé particulièrement pertinentes du fait de leur haute résolution à la fois spatiale (données issues d'images Landsat à 30 mètres de résolution) et temporelle (cartes annuelles de déforestation), permettant d'évaluer l'impact d'activités ayant des temporalités différentes et des étendues spatiales différentes. Elles permettaient par ailleurs de baser nos études sur une donnée homogène à l'ensemble de la région, ce qui aurait été très difficile à produire dans le cadre de cette thèse, du fait de la superficie de la zone d'étude et de la persistance de la couverture nuageuse.

Une évaluation en bonne et due forme de la précision de ces cartes n'a pas été possible du fait de l'absence de carte de référence disponible au début de cette étude. Les données de l'expertise littorale fournies par l'ONF⁹⁵ ne concernent que la bande côtière et constituent une carte d'utilisation du sol et non une carte forestière à proprement parler, ce qui rend difficile une comparaison en l'état. Cependant, les principales zones de déforestation que nous connaissons en Guyane française nous ont semblé particulièrement bien captées par les données de Hansen, de même que leur évolution temporelle. C'est le cas par exemple de l'ouverture de la route d'Apatou dans l'Ouest du département.

⁹⁴Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

⁹⁵ONF (2013). *Occupation du sol 2011*. Cayenne. URL : <http://catalogue.geoguyane.fr/PRRA/atomfeed/atomdataset.php?uuid=43128ac6-3145-4266-a903-dd770db374d0>.

Définition de la forêt

Les données de Hansen et al.⁹⁶ que nous avons utilisées sont de deux types : une carte de couverture forestière en 2000, puis des cartes de déforestation annuelle entre 2001 et 2014. La carte de couverture forestière en 2000 indique un pourcentage de couverture de chaque pixel. La FAO définissait en 2012 la forêt comme une zone de plus de 0.5 hectares possédant une couverture forestière de plus de 10%.⁹⁷

Dans le cadre de cette thèse, nous avons au contraire utilisé un seuil beaucoup plus élevé de 75%, étant donné la densité de la forêt tropicale présente sur une majeure partie du Plateau des Guyanes. En choisissant ce seuil élevé, nous avons souhaité éviter les risques de considérer comme forestés des espaces possédant un faible taux de couverture forestière, et donc potentiellement très dégradés naturellement ou du fait de l'action de l'Homme.

⁹⁶Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

⁹⁷FAO (2012). « FRA 2015 - Terms and Definitions ». Rome.

Traitement des données de déforestation

Les cartes de déforestation annuelle entre 2001 et 2014 ont, elles aussi, subi des traitements afin d'éviter que du bruit causé par une mauvaise identification de pixels comme déforestés ne biaise considérablement les valeurs de déforestation, qui sont faibles à l'échelle régionale.

Définition d'une déforestation « crédible » Dans un premier temps, certaines zones côtières marécageuses ou de mangroves ont été manuellement identifiées et exclues de notre jeu de données, afin d'éviter que leur forte dynamique naturelle ne biaise considérablement les estimations de déforestation. Par la suite, nous avons de même exclu la déforestation se produisant à plus de 10 kilomètres de la route la plus proche ou à plus de 10 km du grand fleuve le plus proche (sauf dans les zones d'orpaillage, qui sont souvent isolées), considérant que toute déforestation ayant lieu dans des zones aussi reculées risquait peu d'être associée à des activités humaines.

Dans le cas de l'État d'Amapá, seule entité de notre zone d'étude possédant une surface de plantations forestières significative, ces plantations ont également été exclues de la déforestation, sur la base de données vectorielles précises transmises par les services forestiers de cet État.⁹⁸

⁹⁸IEF (2013). *Silvicultura no Estado do Amapá*. Macapá.

Filtre de voisinage Enfin, un filtre de voisinage a été appliqué afin d'éliminer les pixels déforestés isolés, probablement dus à une mauvaise classification automatique, par les algorithmes utilisés, des images satellites.⁹⁹ Cependant, ce filtre n'a pas été utilisé dans les zones d'orpaillage, puisque cette activité produit de fait des petits patchs déforestés qui pourraient facilement disparaître du fait du filtrage.

⁹⁹P. M. Mather (2004). *Computer Processing of Remotely-Sensed Images : An Introduction*. T. 4. John Wiley & Sons, p. 324.

La figure 1.4 montre l'influence des deux traitements précédemment évoqués sur la déforestation annuelle mesurée dans chacune des entités territoriales considérées. L'effet de sélectionner uniquement une déforestation jugée « crédible » est particulièrement fort en Amapá, du fait de la présence des plantations forestières et de grandes zones de savanes marécageuses côtières difficiles à classer. L'effet du filtre de voisinage, lui, est important dans chacune des entités considérées, diminuant parfois de plus de moitié la déforestation estimée, notamment au Guyana entre 2010 et 2012.

Cependant, ces différents traitements affectent peu les tendances temporelles observées, hormis en Guyane française vers 2012¹⁰⁰, qui semblent donc robustes. Ceci est primordial dans le cadre des chapitres 2 et 3, où la modélisation de l'intensité de la déforestation cherche avant tout à mettre en évidence des relations entre ces tendances observées et des variables socio-économiques.

¹⁰⁰La carte de déforestation de 2012 en Guyane française montre un très grand nombre de pixels déforestés isolés dans sa partie Sud, très éloignée des activités humaines, ce qui peut être dû à un changement de spectre de la forêt entre la saison des pluies et la saison sèche, du fait de la sécheresse ou de floraisons massives (Baraloto C., communication personnelle, décembre 2013)

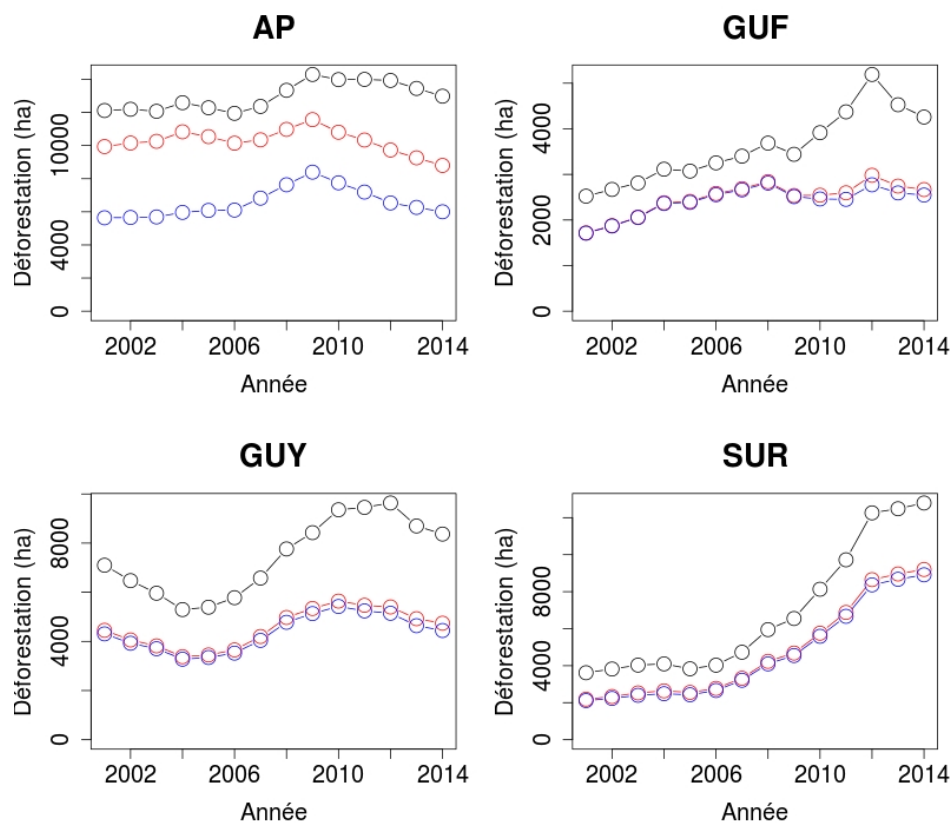


FIGURE 1.4 – Effet des traitement des données de déforestation sur la déforestation annuelle mesurée en Amapá (AP), en Guyane française (GUF), au Guyana (GY) et au Suriname (SUR), tous facteurs de déforestation confondus. La courbe noire donne les données brutes. La courbe rouge indique la déforestation estimée suite au filtre de voisinage. Enfin la courbe bleue indique la déforestation finale estimée suite à l'application du filtre de voisinage et sélection de la déforestation « crédible ».

Au sein du chapitre 4 par contre, il est important de garder à l'esprit que l'estimation de la déforestation historique est affectée par ces traitements.

1.4.3 Modélisation spatialisée de la déforestation

Séparation des processus de localisation et d'intensité

Comme précédemment évoqué (1.1.3), une distinction est souvent opérée au sein des modèles spatialement explicites de déforestation entre deux processus : la localisation de la déforestation d'un côté, et son intensité de l'autre. Défendue par Veldkamp et Lambin,¹⁰¹ cette séparation est opérée dans la plupart des logiciels destinés à la calibration de ces modèles,¹⁰² tels que Dinamica Ego,¹⁰³ CLUE-S,¹⁰⁴ GEOMOD¹⁰⁵ ou Land Change Modeller.¹⁰⁶

Dans le cadre de cette thèse, nous avons mis en place les modèles sans utilisation de ces logiciels, mais avons adopté cette séparation des processus de localisation et d'intensité. Celle-ci est principalement justifiée par la grande différence de résolution

¹⁰¹Veldkamp et Lambin (2001). « Predicting land-use change », cf. note 57, p. 9.

¹⁰²Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

¹⁰³B. S. Soares-Filho et al. (2002). « DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier ». In : *Ecological Modelling* 154, p. 217–235. DOI : 10.1016/S0304-3800(02)00059-5; B. S. Soares-Filho et al. (2006). « Modelling conservation in the Amazon basin. » In : *Nature* 440.March, p. 520–523. DOI : 10.1038/nature04389.

¹⁰⁴P. H. Verbrug et al. (2002). « Modelling the Spatial Dynamics of Regional LandUse : The CLUE-S Model ». In : *Environmental Management* 30.3, p. 391–405. DOI : 10.1007/s00267-002-2630-x.

¹⁰⁵R. G. Pontius Jr. et al. (2001). « Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2 : application and validation for Costa Rica ». In : *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85.1, p. 191–203. DOI : doi:10.1016/S0167-8809(01)00183-9.

¹⁰⁶O. S. Kim (2010). « An Assessment of Deforestation Models for Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) ». In : *Transactions in GIS* 14.5, p. 631–654. DOI : 10.1111/j.1467-9671.2010.01227.x.

¹⁰⁷D. K. Agarwal et al. (2005). « Tropical deforestation in Madagascar : Analysis using hierarchical, spatially explicit, Bayesian regression models ». In : *Ecological Modelling* 185, p. 105–131. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2004.11.023.

¹⁰⁸Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

entre des données géographiques disponibles à haute résolution (concernant la topographie ou la localisation des voies routières par exemple) et des variables socio-économiques agrégées, par nature disponibles à une résolution moins fine,¹⁰⁷ correspondant par exemple à l'échelle des entités administratives à laquelle elles sont collectées. Combiner des variables à des résolutions si différentes risque d'entraîner mécaniquement une sous-estimation de l'importance des variables disponibles à basse résolution.¹⁰⁸ Comme exemple on peut citer le cas de la déforestation au sein d'une commune subissant une croissance démographique hypothétique très grande. Alors que le risque de déforestation croît très rapidement dès lors que l'on se rapproche d'une route, cette croissance ne peut être expliquée au sein d'un modèle par la croissance démographique qui est mesurée, elle, à l'échelle de l'ensemble de cette commune, et donc est équivalente pour l'ensemble des pixels. En mélangeant ces deux variables, un modèle aura nécessairement tendance à expliquer la déforestation plutôt par la proximité à la route que par la croissance démographique.

Modèle de localisation de la déforestation

Choix de l'algorithme Random Forest L'objectif principal de nos modèles était d'aboutir à une intégration des principales variables socio-économiques et politiques affectant l'intensité de la déforestation. La précision de la prédiction de la localisation de la déforestation, bien qu'entrant évidemment en ligne de compte, était secondaire par rapport à cet objectif.

Il s'agissait donc essentiellement d'obtenir une prédiction réaliste des patrons spatiaux de la déforestation, avec une attention moindre sur ses déterminants théoriques. Cette recherche de précision nous a amenés à faire le choix de l'algorithme Random Forest¹⁰⁹ pour la création des modèles de localisation de la déforestation. Cet algorithme est en effet connu pour sa grande précision et sa robustesse face au bruit dans les données,¹¹⁰ mais également pour sa capacité à prendre en compte des interactions complexes et non linéaires entre les variables explicatives intégrées au modèle.¹¹¹

L'algorithme Random Forest est basé sur de nombreux arbres de décision, chacun associant un pixel à une classe donnée (déforestation ou non-déforestation dans notre cas). Un vote à la majorité au sein de cette « forêt » d'arbres de classification détermine la classe prédite associée à chaque pixel.

Echantillonnage équilibré La construction du modèle de localisation a nécessité un échantillonnage des pixels déforestés et non-déforestés afin, en les associant aux variables géographiques jugées pertinentes, de mettre en évidence des relations entre la présence de pixels déforestés et les valeurs de ces variables.

¹⁰⁹L. Breiman (2001). « Random forests ». In : *Machine learning* 45, p. 5–32. DOI : 10.1023/A:1010933404324. arXiv : /dx.doi.org/10.1023/\%}2FA{\%}3A1010933404324 [http:].

¹¹⁰T. G. Dietterich (2000). « An Experimental Comparison of Three Methods for Constructing Ensembles of Decision Trees ». In : *Machine Learning* 40, p. 139–157. DOI : 10.1023/A:1007607513941.

¹¹¹J. S. Evans et al. (2011). « Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology ». In : p. 139–159. DOI : 10.1007/978-1-4419-7390-0.

Un échantillonnage aléatoire des pixels était impossible du fait de la faible déforestation, qui aurait vraisemblablement provoqué le tirage de pixels non-déforestés en très grande majorité, causant donc un problème dans l'inférence des modèles où chaque observation a le même poids dans la maximisation de la vraisemblance.

Il a donc fallu mettre en place un échantillonnage stratifié de ces pixels. Le cas de la faible déforestation nous a semblé assez similaire à la prédiction spatiale de la présence d'espèces rares, pour lesquelles on dispose de quelques points de présence, ainsi que d'une infinité de points pour lesquels on peut considérer que l'espèce est absente, jusqu'à preuve du contraire. Dans ce cas et lorsque l'algorithme Random Forest est utilisé, il semble préférable d'effectuer un échantillonnage équilibré, ainsi que suggéré par Barbet-Massin et al.¹¹² C'est donc ce choix que nous avons fait, en échantillonnant à chaque fois le même nombre de pixels déforestés et non-déforestés.

¹¹²M. Barbet-Massin et al. (2012). « Selecting pseudo-absences for species distribution models : how, where and how many ? » In : *Methods in Ecology and Evolution* 3.2, p. 327–338. DOI : 10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x.

Effet de la taille de l'échantillon Un autre paramètre important du modèle de localisation de la déforestation était la taille idéale de l'échantillon à obtenir, dans le but de maximiser la précision du modèle tout en minimisant les temps de calcul.

En effectuant la calibration de différents modèles sur la base d'échantillons de taille croissante, il a été impossible de définir clairement une taille minimale pour cet échantillon dans la gamme étudiée, dans la mesure où le taux d'erreur du modèle continuait de décroître avec l'augmentation de la taille de l'échantillon (Figure 1.5). Nous avons donc par la suite effectué des choix pragmatiques détaillés dans chacun des chapitres concernés, en s'assurant par leurs faibles taux d'erreur que les modèles calibrés assuraient une représentation satisfaisante des patrons spatiaux de la déforestation.

Modèles d'intensité de la déforestation

Les modèles d'intensité de la déforestation ont bénéficié d'une attention toute particulière au sein de cette étude, afin de mettre en évidence de façon explicite le lien entre l'intensité de la déforestation et des variables socio-économiques et politiques associées.

Dans le but d'affiner au maximum cette analyse, nous avons effectué un zonage du territoire, chaque zone correspondant à une activité humaine dominante et prise en compte dans un sous-modèle de déforestation particulier. Dans le chapitre 2, concernant la Guyane française, ce zonage a été possible notamment du fait de la séparation spatiale des différents types d'activités humaines (urbanisation et agriculture, exploitation forestière et enfin orpaillage). Cette séparation résulte de la nature même de ces activités, l'orpaillage étant de fait restreint aux zones aurifères assez reculées, mais également du fait d'un contrôle effectif exercé par

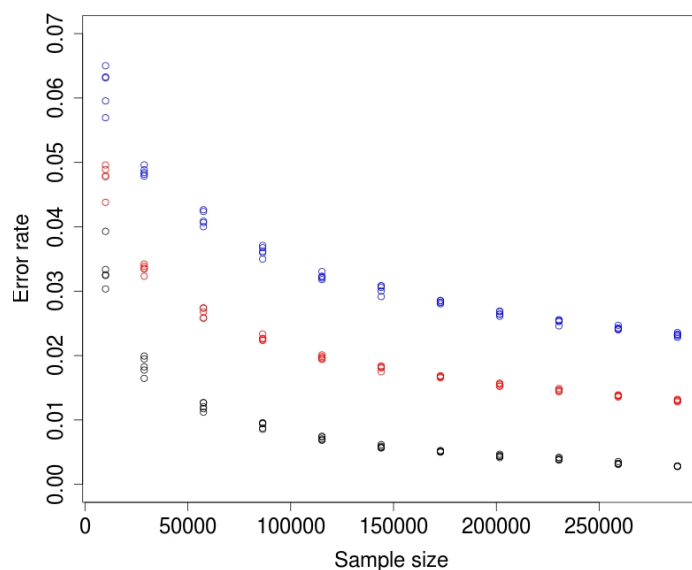


FIGURE 1.5 – Évolution des taux d’erreur du modèle de localisation de la déforestation en fonction de la taille de l’échantillon de calibration. Le taux d’erreur moyen est indiqué en rouge. Les taux d’erreurs sur les pixels déforestés et sur les pixels non-déforestés sont indiqués respectivement en bleu et en noir.

les autorités, empêchant donc *a priori* un développement agricole dans les zones vouées à l’exploitation forestière notamment. Dans le cadre du chapitre 4, du fait de l’absence de données nécessaires à la réalisation de ce zonage à l’échelle de l’ensemble du Plateau des Guyanes, ou de la moindre pertinence de ce zonage (au Suriname on observe par exemple de nombreux sites d’orpaillage au sein des zones vouées à l’exploitation forestière par exemple), un zonage plus simple a été effectué, distinguant uniquement des zones orpaillées et des zones non-orpaillées.

Bien qu’il ne permette pas une superposition des différentes activités humaines dans un même endroit et que cela puisse engendrer des biais d’estimation de la contribution de chaque type d’activités humaines à la déforestation si celles-ci se chevauchent, ce zonage nous a semblé particulièrement pertinent pour caractériser des activités humaines très différentes, associées à des variables explicatives spécifiques et montrant des dynamiques temporelles elles-mêmes très variées (alors que l’exploitation forestière est planifiée sur le long terme par exemple, l’activité aurifère illégale, elle, peut varier de façon très forte sur des laps de temps très courts).

1.4.4 Couplage des modèles de localisation et d'intensité, et projection de la déforestation future

Alors que le modèle de localisation fournit une carte de risque de déforestation indiquant les zones les plus susceptibles d'être déforestées (indice calculé tendant vers 1) et celles ayant peu de risque d'être déforestées (valeur des pixels tendant vers 0), il est nécessaire d'extraire des pixels, dont la quantité est déterminée par chaque sous-modèle d'intensité, afin d'obtenir une carte finale prédite.

Concrètement, dans un premier temps on détermine le nombre de pixels pour chaque centile de la carte de risque de déforestation. Ensuite, une fois déterminé le centile minimal contenant un nombre de pixels cumulé égal ou supérieur au nombre de pixels prédits comme déforestés par les modèles d'intensité, on extrait tous les pixels contenus jusqu'au centile précédent. Le nombre de pixels déforestés restant est ensuite échantillonné aléatoirement parmi ceux correspondants à la valeur du centile minimal défini initialement.

1.4.5 Logiciels utilisés

Dans un souci de rendre les résultats issus de cette thèse accessibles au plus grand nombre, l'ensemble des traitements cartographiques et de modélisation ont été effectués à partir des logiciels libres et gratuits R¹¹³ et GRASS GIS,¹¹⁴ bien que la publication des scripts complets n'ait pas encore pu être effectuée du fait de restrictions à la publication de certaines données spatialisées utilisées.

¹¹³R Core Team (2015). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna. URL : [http : //www.r-project.org/](http://www.r-project.org/).

¹¹⁴GRASS Development Team (2015). *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*. URL : [http : //grass.osgeo.org](http://grass.osgeo.org).

CHAPITRE 2

Avancer vers des modèles focalisés sur les processus socio-économiques de la déforestation

Ce chapitre, focalisé sur la Guyane française, propose un modèle spatialement explicite adapté à la faible déforestation observée dans cette zone, tout en permettant de prendre en compte les différentes activités économiques à l'origine de la déforestation.

La plupart des études précédentes s'étant naturellement focalisées sur des régions à forte déforestation, ce travail a donc nécessité une réflexion sur les modifications du cadre méthodologique qu'imposait la modélisation de la déforestation en Guyane. Ces modifications sont de deux ordres :

- la création d'un modèle de localisation de la déforestation nécessite d'échantillonner des pixels déforestés et non déforestés afin de caractériser les variables spatiales qui affectent le risque de déforestation. La rareté du phénomène de déforestation l'apparente de ce fait à la distribution spatiale d'espèces rares, pour laquelle la littérature suggère un échantillonnage équilibré ;
- la faible déforestation ayant lieu au sein d'entités territoriales de tailles très variables, telles que le sont les communes de Guyane, rend impropre l'utilisation de taux comme métrique de la déforestation, et impose d'utiliser la déforestation absolue comme mesure de son intensité.

L'utilisation de valeurs absolues de déforestation permet en outre de se focaliser sur la formulation de modèles explicitant des liens mécaniques entre des variables explicatives socio-économiques et l'intensité de la déforestation, qui est l'objectif principal de ce chapitre. La caractérisation précise des différentes activités économiques sources de déforestation a été effectuée par le couplage d'un modèle de localisation de la déforestation, basé sur des variables environnementales spatialisées, avec plusieurs sous-modèles d'intensité de la déforestation basés sur des variables

socio-économiques. Chacun de ces sous-modèles a été associé à une zone particulière du territoire, où est en jeu une activité différente associée à des niveaux, des dynamiques temporelles de déforestation et des variables explicatives socio-économiques très différentes. Le couplage de ces modèles nous a permis de créer une carte de déforestation prédite sur la période 2001-2014 en Guyane française. Cette carte prédite a été comparée à une carte de référence pour évaluer sa qualité, non seulement à l'échelle du pixel mais également au sein d'une grille de mailles allant de 1 à approximativement 600 km², dans la mesure où nous n'étions pas tant intéressés par la prédiction exacte des pixels déforestés que par la caractérisation des principales zones de déforestation, ainsi que par la présence d'éventuels biais de surestimation des zones de forte déforestation.

Des relations très significatives ont été établies explicitement entre l'intensité de la déforestation et plusieurs variables socio-économiques : la croissance démographique, le montant des subventions agricoles, la production d'or et de bois. Cette caractérisation précise des processus socio-économiques contribue à éviter des biais de surestimation des zones à forte déforestation, suggérant une meilleure intégration des processus socio-économiques dans les modèles.

Alors que des variables spatiales à haute résolution aboutissent de fait à un bon ajustement des modèles de déforestation spatialement explicites, les processus socio-économiques sont souvent hors de portée de ces modèles. Ce peu d'attention pour la dimension socio-économique de la déforestation limite la pertinence de ces modèles pour la prise de décision et pourrait être la cause de leur échec à prédire précisément les tendances de déforestation observées à moyen terme. En effet, considérer la déforestation comme un processus purement géographique contribue à la création de modèles conservatifs incapables de prendre en compte les changements dans les contextes socio-économiques et politiques influençant les tendances de déforestation. Cette caractérisation explicite de la dimension socio-économique de la déforestation est indispensable à la création de scénarios de déforestation dans le cadre de projets REDD+.

Ce chapitre a été publié en janvier 2017 sous forme d'un article dans la revue *Global Change Biology*.

Citation : Dezécache C., Salles J-M., Vieilledent G. and Hérault B. (2017) Moving forward socio-economically focused models of deforestation. *Global Change Biology*. DOI :10.1111/gcb.13611.

Moving forward socio-economically focused models of deforestation.

Authors :

Camille Dezécache¹ (corresponding author), Jean-Michel Salles²,
Ghislain Vieilledent^{3,4} & Bruno Hérault⁵.

Affiliations :

¹Université de la Guyane, UMR EcoFoG (AgroParistech, CNRS, Cirad, Inra, Université des Antilles, Université de la Guyane), Campus agronomique de Kourou, 97310 Kourou, French Guiana, France.

²CNRS, UMR LAMETA (CNRS, Inra, SupAgro, Université de Montpellier), Campus Inra-SupAgro, Bat.26, 2 Place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2, France.

³Cirad, UPR Forêts et Sociétés, 34398 Montpellier, France.

⁴JRC, Bio-Economy Unit (JRC.D.1), Joint Research Center of the European Commission, 21027 Ispra, Italy.

⁵Cirad, UMR EcoFoG (AgroParistech, CNRS, Cirad, Inra, Université des Antilles, Université de la Guyane), Campus agronomique de Kourou, 97310 Kourou, French Guiana, France.

Keywords : demography, Guiana shield, REDD+, scenarios, spatially explicit modelling, subsidies.

2.1 Abstract

Whilst high-resolution spatial variables contribute to a good fit of spatially explicit deforestation models, socio-economic processes are often beyond the scope of these models. Such a low level of interest in the socio-economic dimension of deforestation limits the relevancy of these models for decision-making and may be the cause of their failure to accurately predict observed deforestation trends in the medium term. This study aims to propose a flexible methodology for taking into account multiple drivers of deforestation in tropical forested areas, where the intensity of deforestation is explicitly predicted based on socio-economic variables. By coupling a model of deforestation location based on spatial environmental variables with several sub-models of deforestation intensity based on socio-economic variables, we were able to create a map of predicted deforestation over the period 2001–2014 in French Guiana. This map was compared to a reference map for accuracy assessment, not only at the pixel scale but also over cells ranging from 1 to approximately 600 sq. km. Highly significant relationships were explicitly established between deforestation intensity and several socio-economic variables : population growth, the amount of agricultural subsidies, gold and wood production. Such a precise characterization of socio-economic processes allows to avoid overestimation biases in high deforestation areas, suggesting a better integration of socio-economic processes in the models. Whilst considering deforestation as a purely geographical process contributes to the creation of conservative models unable to effectively assess changes in the socioeconomic and political contexts influencing deforestation trends, this explicit characterization of the socio-economic dimension of deforestation is critical for the creation of deforestation scenarios in REDD+ projects.

2.2 Introduction

Modelling deforestation to identify the main socio-economic and biophysical drivers of land-use change is a complex and multidisciplinary field, involving economic, environmental and geographical issues.¹ Until the late 1990s, non-spatially explicit models of deforestation were more common than models integrating spatial variables into their conceptual framework,² even though the deforestation process is intrinsically a spatial process. The development of more powerful computers, associated with a widespread use of geographical information systems (GIS) and associated land cover data from remote sensing products, has democratized deforestation models taking into account spatial factors.

Creating a spatial model of deforestation implies calculating probabilities of deforestation by spatial units, often satellite-derived pixels. A major question deals with the relevancy of predicting human-induced processes at the pixel scale.³ Whilst the pixel unit is convenient for creating deforestation maps or quantifying geographical variables, such as elevation or distance to a given infrastructure, many socio-economic or political variables must be measured at a coarser scale,⁴ not only due to technical constraints (cost of a census, for example) but also to achieve a better consistency intrinsic to the variable measured. Indeed, demography, Gross Domestic Product (GDP) or percentage of employment in agriculture are aggregate variables and do not, by nature, make sense over a fine continuous spatial scale. Combining explanatory variables defined at very different resolutions into a single model may lead to an underestimation of the significance of aggregate socio-economic variables, always available at much coarser scales, in comparison with the pixel-based deforestation process.⁵ To cope with these methodological problems, a clear distinction should be made between the prediction of the location of deforestation (location component) and the prediction of its intensity (intensity component),⁶ as proposed by most software used to build spatially explicit models of deforestation, such as Dinamica Ego,⁷ CLUE-S,⁸ GEOMOD⁹ or Land Change Modeller.¹⁰

In most deforestation software and associated studies, however, deforestation intensity is generally estimated based on mean deforestation rates between two dates¹¹ or is predicted based on rough equations not explicitly related to socio-economic variables. As stated by Bax et al.,¹² ‘non-spatial variables as sociocultural and political drivers are often beyond the scope of the models’. In two recent studies, future deforestation scenarios were built following assumptions made based on a good knowledge of economic pressures or social and political tensions in Bolivia and Brazil.¹³ When going through the modelling process, however, predicted deforestation trends in the different scenarios are simply expressed as a fraction of past observed deforestation trends or established

¹A. De Pinto et G. C. Nelson (2007). « Modelling deforestation and land-use change : Sparse data environments ». In : *Journal of Agricultural Economics* 58.3, p. 502–516. DOI : 10.1111/j.1477-9552.2007.00119.x.

²A. Angelsen et D. Kaimowitz (1999). « Rethinking the causes of deforestation : lessons from economic models. » In : *The World Bank research observer* 14.1, p. 73–98. DOI : 10.1093/wbro/14.1.73.

³E. Irwin et J. Geoghegan (2001). « Theory, data, methods : developing spatially explicit economic models of land use change ». In : *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85, p. 7–24. DOI : 10.1016/S0167-8809(01)00200-6.

⁴Agarwal et al. (2005). « Tropical deforestation in Madagascar : Analysis using hierarchical, spatially explicit, Bayesian regression models », cf. note 107, p. 22.

⁵Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

⁶R. G. Pontius et M. Millones (2011). « Death to Kappa : birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment ». In : *International Journal of Remote Sensing* 32.15, p. 4407–4429. DOI : 10.1080/01431161.2011.552923 ; Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

⁷Soares-Filho et al. (2002). « DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier », cf. note 103, p. 21 ; Soares-Filho et al. (2006). « Modelling conservation in the Amazon basin. », cf. note 103, p. 21.

⁸Verbrug et al. (2002). « Modelling the Spatial Dynamics of Regional LandUse : The CLUE-S Model », cf. note 104, p. 21.

⁹Pontius Jr. et al. (2001). « Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2 : application and validation for Costa Rica », cf. note 105, p. 22.

¹⁰Kim (2010). « An Assessment of Deforestation Models for Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) », cf. note 106, p. 22.

¹¹Mas et al. (2007). « Modelling Tropical Deforestation : A Comparison of Approaches », cf. note 62, p. 9.

¹²Bax et al. (2016). « Spatial modeling of deforestation processes in the Central Peruvian Amazon », cf. note 58, p. 9.

¹³A. P. D. Aguiar et al. (2016). « Land use change emission scenarios : Anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon ». In : *Global Change Biology* 22.5, p. 1821–1840. DOI : 10.1111/gcb.13134 ; G. Tejada et al. (2016). « Deforestation scenarios for the Bolivian lowlands ». In : *Environmental Research* 144, p. 49–63. DOI : 10.1016/j.envres.2015.10.010.

¹⁴E. L. Dalla-Nora et al. (2014a). « Why have land use change models for the Amazon failed to capture the amount of deforestation over the last decade? » In : *Land Use Policy* 39, p. 403–411. DOI : 10.1016/j.landusepol.2014.02.004.

¹⁵Ibid.

¹⁶D. G. Brown et al. (2014). *Advancing Land Change Modeling*, cf. note 54, p. 8.

¹⁷D. G. Brown et al. (2013). « Opportunities to improve impact, integration, and evaluation of land change models », cf. note 49, p. 8.

without an explicit estimation based on socio-economic variables. This lack of attention given to the explicit integration of the underlying forces of land cover change may have contributed to the failure of spatially explicit models to capture deforestation trends, as stated by Dalla-Nora et al.¹⁴ In their review, they identified two main types of spatially explicit land-use change models, each having major drawbacks regarding the formulation of their intensity component. Global models mainly focus on major economic indicators such as economic or population growth, but fail to include intra-regional drivers of deforestation such as political or normative constraints, or variables describing local human activities such as logging or mining. On the contrary, intra-regional models mainly focus on local drivers of deforestation, often implicitly integrated within past deforestation trends used as baselines, with no consideration for major underlying forces.¹⁵

The main objective of the present study is thus to move forward socio-economically focused models of deforestation, wherein much effort is made to fully integrate the major social, economic and political underlying forces of deforestation intensity, whilst allowing these underlying forces to interact with local direct deforestation drivers. Focusing on the processes leading to deforestation rather than on deforestation patterns themselves is necessary to provide useful inputs for decision-makers.¹⁶

Our location model aims principally at allowing for a realistic representation of deforestation patterns in predicted maps through the use of a machine learning algorithm.¹⁷ The model of deforestation intensity was divided between several sub-models, each focusing on specific drivers of deforestation in French Guiana over the period 2001–2014. We considered that to efficiently account for both local and global forces of deforestation, such a zoning of the territory was necessary. Indeed, we assumed that the difficulty of integrating underlying global forces of deforestation within intra-regional models was due to the fact that, even if they are global, diffuse or aggregated over large areas, these forces are not acting everywhere. Local political, geographical and economic constraints thus modify how and where global constraints can affect deforestation trends, as can be illustrated with the example of gold mining. Whilst increased gold prices may be a major underlying cause of illegal gold mining expansion in French Guiana, this variable is a driving force of deforestation only in areas where gold deposits are present, whereas gold prices have little to do with the expansion of agriculture or urbanization. Here, local constraints are such that gold mining only occurs where gold deposits are located (geographical constraint) and, eventually, where gold mining is authorized (normative constraint, *i.e.* imposed by a superior authority).

In our modelling framework, global factors are therefore operating through a local filter, whether it is geographical or normative.

If global factors are relevant in a given area, they are taken into account in the intensity model and can eventually interact with local factors of deforestation. Such methodology adds many flexibility to take into account drivers operating at very different temporal scales. Gold mining activity, for example, is expected to be very dynamic in time, following the volatility of gold prices, whereas urban expansion occurs over longer periods of time. Thus, models should be able to take into account those differences and also analyze short-term dynamics. This has recently been made possible by the publication of yearly deforestation data,¹⁸ which is critical because deforestation is highly variable in time¹⁹ and often driven by commodities booms.²⁰

This methodology allowed for the efficient assessment of contrasting deforestation trends amongst the different areas of the territory under pressure of different drivers of deforestation. Strong relationships were evidenced between socio-economic drivers, such as population growth in parallel with the level of agricultural subsidies, and deforestation, which we find indispensable in the formulation of comprehensive future deforestation scenarios. As a comparison, we built a null deforestation model following more classical methods, where socio-economic variables were spatialized and included in the location component of the model, whilst the intensity component of deforestation was estimated based only on historical deforestation rates. Such a comparison shows that our method is less biased by the underestimation of low deforestation and overestimation of high deforestation areas, suggesting a better integration of socio-economic variables.

2.3 Material and methods

2.3.1 Study area

French Guiana is a French overseas territory located in South America and covering approximately 85 000 sq. km (Fig. 2.1 (a)). Along with its neighbouring countries belonging to the Guiana Shield, French Guiana is characterized by a very high forest cover, more than 90% of its territory being covered by a dense tropical rainforest,²¹ and amongst the lowest rates of deforestation in the world, with an annual deforestation rate of around 0.03%.²² Non-forested areas are basically restricted to the coast (Fig. 2.1 (b)), where more than 90% of total inhabitants are concentrated. The remaining villages are distributed along navigable rivers on the borders with Suriname and Brazil. Deforestation in French Guiana in the beginning of the 2000s was mainly due to urbanization, infrastructure building, agricultural expansion and gold mining. Low accessibility to the interior of the forest (main roads are restricted to the coastal areas), and geographical and strong normative constraints *de facto* provoke a separation of the different

¹⁸Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

¹⁹Irwin et Geoghegan (2001). « Theory, data, methods : developing spatially explicit economic models of land use change », cf. note 3, p. 31.

²⁰A. Angelsen et D. Kaimowitz (2001). *Agricultural Technologies and Deforestation*. Oxon : CABI Publishing, p. 436.

²¹V. Rossi et al. (2015). « Guya-Sim : un outil d'aide à la décision pour l'aménagement d'un territoire forestier, la Guyane ». In : *Bois et Forêts des Tropiques* 326.4, p. 67–78.

²²Hammond (2005). *Tropical Forests of the Guiana Shield : Ancient Forests in a Modern World*, cf. note 66, p. 10.

²³D. S. Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. » In : *Ambio* 36.8, p. 661–670. DOI : 10.1579/0044-7447(2007)36.

²⁴V. Hecquet et E. Moriamé (2008). *Guyane : un développement sous contraintes*. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?reg%7B%5C_%7Did=25%7B%5C%7Dref%7B%5C_%7Did=14143.

²⁵E. L. Dalla-Nora et al. (2014b). « Why have land use change models for the Amazon failed to capture the amount of deforestation over the last decade? » In : *Land Use Policy* 39, p. 403–411. DOI : 10.1016/j.landusepol.2014.02.004.

²⁶Breiman (2001). « Random forests », cf. note 109, p. 22.

²⁷Dietterich (2000). « An Experimental Comparison of Three Methods for Constructing Ensembles of Decision Trees », cf. note 110, p. 22.

²⁸Evans et al. (2011). « Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology », cf. note 111, p. 22.

human activities inducing deforestation (Fig. 2.1 (c)). Gold mining is restricted to a Greenstone formation,²³ *i.e.* gold-bearing rocks, located in remote areas of the forest and mostly accessed by rivers or helicopters. Logging activities occur within the Permanent Forest Estate (PFE), where all other types of activities, including agriculture, are forbidden, although legal gold mining concessions may overlap with the PFE, as well as small-scale illegal gold mining to a lesser extent. Agriculture and urbanization could theoretically occur in the remaining parts of French Guiana, but *de facto* are concentrated in the few accessible coastal areas and along main rivers.

Urbanization and infrastructure expansion in French Guiana are driven by a strong demographic increase : since 2009, the mean annual growth has been 3.9%, six times higher than that of Metropolitan France. Agriculture is also expanding in response to this increasing population, but the territory remains largely dependent upon imports.²⁴ Integrally protected areas cover a great part of the territory, mostly remote forested areas.

2.3.2 Conceptual approach

The methodology followed in the current study is based on a distinction between the definition of a spatial deforestation potential (location component of the model) and the estimation of the quantity of deforestation (intensity component of the model),²⁵ both components being built independently. Once the amount of deforestation has been defined by the intensity component, the corresponding number of pixels is sampled from the pool of pixels having the highest deforestation potential from the deforestation suitability map (hereafter called the deforestation risk map).

We first created a deforestation risk model based on potential spatial predictors of deforestation location over the whole territory of French Guiana. The pool of spatial variables initially included within the location component was chosen based on a thorough knowledge of the local causes of deforestation. At this stage, however, the variable selection procedure was simply based on changes in the model's error rate when adding/removing an explanatory variable, rather than on a theoretical model of the spatial drivers of deforestation. To produce an accurate deforestation risk map, we used Random Forest algorithm²⁶ as the classifier, as it is known for its strong predictive accuracy, robustness to noise²⁷ and ability to take into account complex sets of interactions and nonlinear relationships between deforestation and its predictors.²⁸

Concerning the intensity component of the model, which is the main focus of the present study, we first listed the main previously mentioned drivers of deforestation in French Guiana : agriculture and urban expansion, gold mining and, to a lesser extent, logging activities, mostly through the opening of forest tracks,

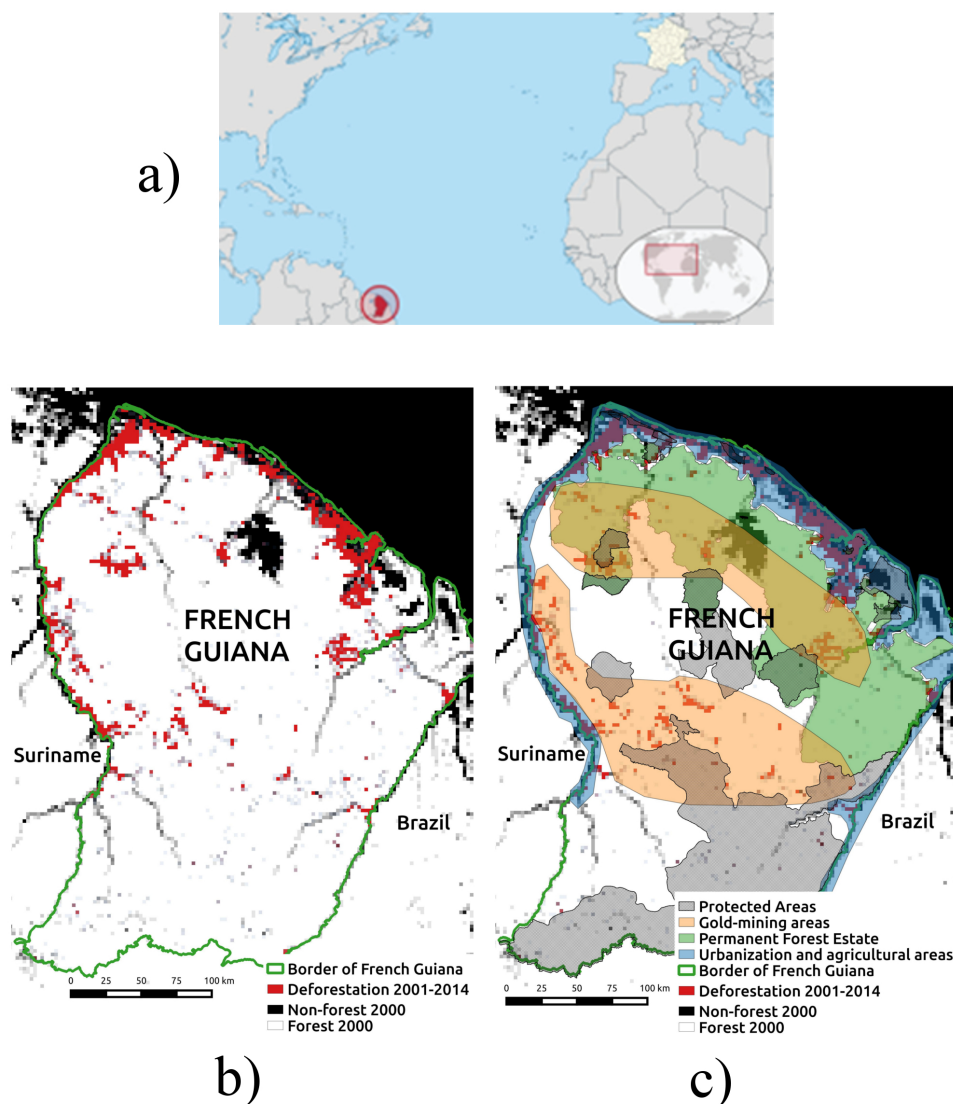


FIGURE 2.1 – (a) Overview of the global location of French Guiana. (b) Forest cover and deforestation map. Forest and non-forest areas by 2000 are shown in white and black, respectively. Red areas correspond to main deforestation hot spots during 2001–2014 at 5-km resolution : these are not fully deforested areas, but areas where deforested pixels at 30 m resolution were observed during this period. (c) Overview of the location of the main activities leading to deforestation. Orange polygons roughly identify gold mining areas. The Permanent Forest Estate is represented in green. Purple areas correspond to the location of most cities and villages where deforestation due to urbanization and agriculture is occurring. Grey polygons are integrally protected areas. Full-size maps are presented as Supplementary Materials (Figs 2.10 and 2.11).

²⁹G. Verger (2014a). « Drivers of deforestation in the Guiana Shield - French Guiana ». In : *REDD+ Workshop in Macapa - 08/20/2014*, p. 1–19.

³⁰Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34; N. L. Alvarez-Berrios et T. Mitchell Aide (2015). « Global demand for gold is another threat for tropical forests ». In : *Environmental Research Letters* 10.1, p. 014006. DOI : 10.1088/1748-9326/10/1/014006.

as only reduced impact logging is practiced in French Guiana.²⁹ We then created a different sub-model of deforestation intensity for each of these drivers, considering them to be influenced by a different combination of global and local factors, and spatially distributed differently in relation to specific geographical and normative constraints (Table 2.1) which allowed a zoning of the territory, where each zone is associated with a specific human activity leading to deforestation. Agriculture and urbanization were merged into a unique sub-model, assuming that both drivers are mainly influenced by population growth. Indeed, agriculture in French Guiana is mainly meant for local markets consumption or subsistence, with no expected dependence upon commodities prices. Similar to agriculture, logging activity is mainly dependent on the small local demand for wood, and deforestation due to logging is not likely to be influenced by wood prices. On the contrary, given the boom observed during the beginning of the 2000s, from approximately 300 USD/ounce in 2000 to close to 1900 USD/ounce in 2011,³⁰ we considered gold prices to be the main underlying driver of deforestation due to gold mining. Ideally, we would have included only global exogenous underlying forces of deforestation in our different sub-models, in interaction with local factors. Due to data constraints or for better models consistency, however, we used some endogenous variables within the logging and gold mining sub-models. More details about this choice are given in the corresponding parts of the Materials and methods section.

A flowchart of the full model is shown in Fig. 2.2, showing the two independent location and intensity components. Sub-model parameters were estimated using simple and mixed linear modelling tools, for each of the three areas considered : agriculture and urbanization areas, the PFE and gold mining areas. Finally, for each relevant area of the territory defined, the estimated number of pixels to deforest is sampled amongst the pool of pixels of highest deforestation potential in the deforestation risk map.

2.3.3 Location component

Input variables

³¹Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

³²P. M. Mather (2004). *Computer Processing of Remotely-Sensed Images : An Introduction*, cf. note 99, p. 20.

Input forest cover and deforestation data Deforestation data collected between 2001 and 2014 were based on yearly maps from Landsat images.³¹ After re-projection to EPSG :3857 and re-sampling at 30 m, a 75% crown cover threshold was applied to define forested areas. A neighbouring filter was used to remove noise in the form of isolated deforested pixels, most likely caused by misclassification of satellite images³² or natural gap-phase forest dynamics. Moreover, large patches of deforestation appearing within swampy areas and mangroves were removed because natural processes, such as coastal dynamics, were assumed to be the cause

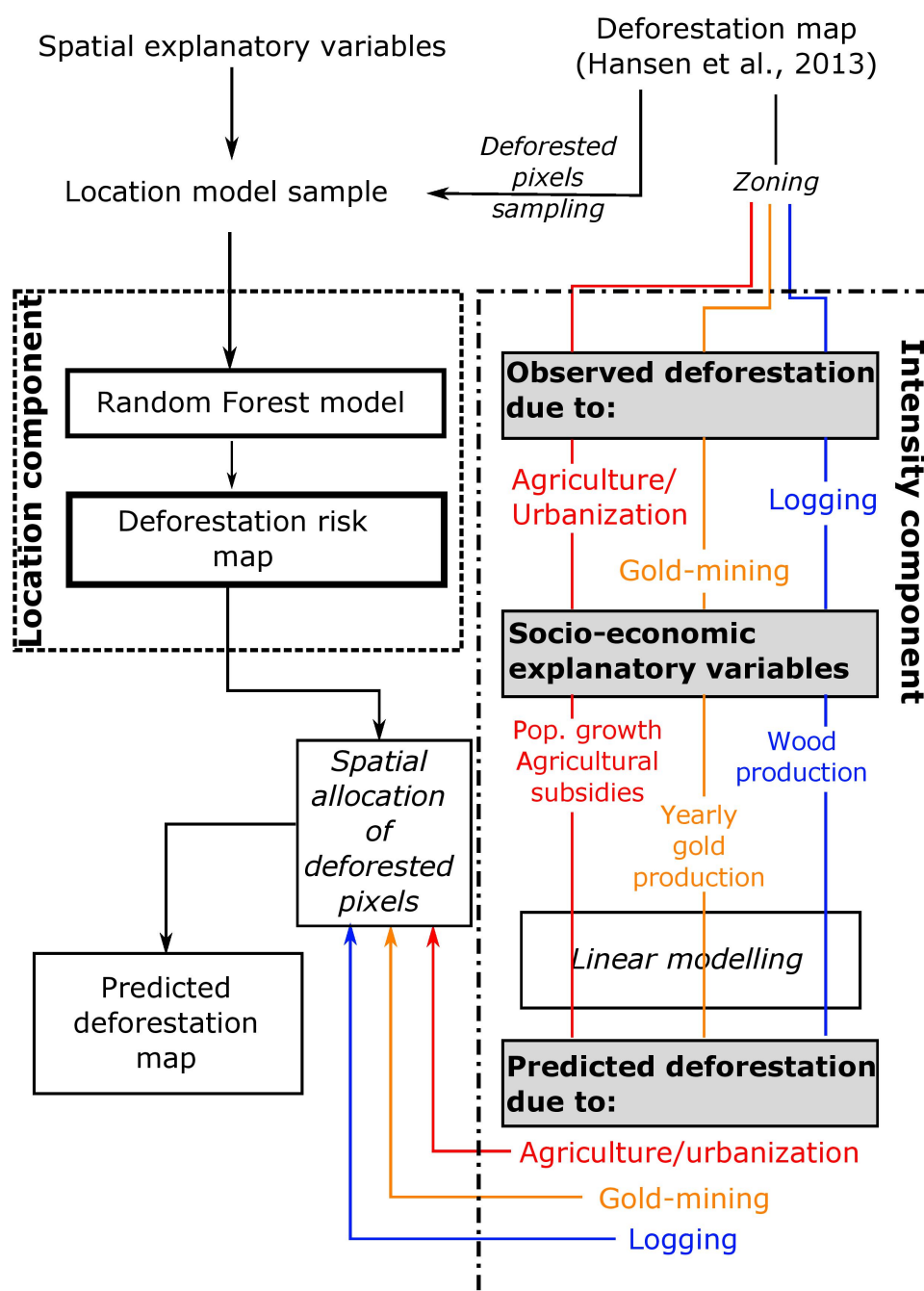


FIGURE 2.2 – Flowchart of the full model computed, built based on two independent location and intensity components. The location component is computed for the whole territory at once based on Random Forest algorithm, whereas the intensity component is composed of different sub-models, each focusing on a different type of human activity leading to deforestation.

TABLE 2.1 – Global and local deforestation drivers acting in each of the zones considered for the intensity sub-models, each zone being defined by a specific set of drivers and some normative and geographical constraints. Explanatory variables effectively integrated within the different sub-models are also listed.

Sub-model	Agriculture/urbanization	PFE (logging)	Gold mining
Potential global factor	Population growth	Demand for wood	Gold prices
Normative filter	Forbidden in integrally protected areas and in the PFE	Authorized within the boundaries of the PFE	Authorized only within gold-mining concessions but illegal gold mining is a major concern
Geographical filter	Accessibility	Accessibility Presence of remaining forested areas	Restricted to Greestone areas
Local factors	Rural or urban ways of life Economic incentives for agriculture	Incentives to use wood for construction	Intensity of the fight against illegal mining
Explanatory variables included in the sub-model	Population growth Agricultural subsidies	Wood production	Gold production

of these observations.

Spatial explanatory variables Input maps for spatial explanatory variables (Table 2.2) were imported into the GIS database as shapefiles and then rasterized to the extent and resolution of forest cover and deforestation data. When appropriate, distance rasters were calculated at a coarser scale to avoid excessive calculation times.

Elevation and slope were not included in the model because high values of both variables are found in very remote areas where no-deforestation is likely to occur. However, elevation data were used to compute the stream network with a minimal watershed area of 0.5 sq. km, as applied in Cassard et al.³³ Streams were divided into three classes : small, intermediate and large rivers, following Strahler classification.³⁴ Indeed, different sizes of streams allow for different types of human activities characterized by different spatial deforestation patterns, from alluvial gold mining along smaller ones, to human settlements close to larger rivers. Three measures of distance to streams were then computed, one for each stream size class. Distance to previously deforested areas as a measure of spatial auto-correlation was excluded to avoid collinearity with other variables, especially distance to nearest road and city.

³³D. Cassard et al. (2008). « Gold predictivity mapping in French Guiana using an expert-guided data-driven approach based on a regional-scale GIS ». In : *Ore Geology Reviews* 34.3, p. 471–500. DOI : 10.1016/j.oregeorev.2008.06.001.

³⁴A. N. Strahler (1952). « Hypsometric (Area - Altitude) Analysis of Erosional Topography ». In : *Geological Society of America Bulletin* 63.11, p. 1117–1142. DOI : 10.1130/0016-7606(1952)63.

TABLE 2.2 – List of spatial variables included in the location component of the coupled model. Acronyms used in the text are indicated between parentheses next to variable names. The resolution corresponds to the precision adopted for the rasterization of each spatial explanatory variable.

Variable name	Resolution (m)	Range	Source
Dist. to nearest road (Droad)	150	0-170 km	ONF (2014)
Dist. to nearest stream following Strahler classification			Horton (1945), Strahler (1952), USGS (2000)
-Order 1–3 : small (Dstrahler13)	150	0-2 km	
-Order 4–6 : intermediate (Dstrahler46)	150	0-15 km	
-Order 7 or + : large (Dstrahler7+)	150	0-120 km	
Dist. to closest city (Dcity)	150	0-170 km	Verger (2011)
Dist. to Greenstone (Dgreen)	150	0-65 km	BRGM (2014)
Protected areas (PA)	30	Binary	DEAL Guyane (2015), Joubert (2015)
Permanent Forest Estate (PFE)	30	Binary	Verger (2014b)
Small-scale gold mining authorizations (SS-GM)	30	Binary	DEAL Guyane (2013b)
Permanently flooded areas (flood)	30	Binary	DEAL Guyane (2013a)

Random Forest modelling

Instead of classical statistical tools like binary or multinomial logistic regression used in numerous deforestation studies,³⁵ we preferred the use of the Random Forest (RF) algorithm³⁶ for computing the location of deforestation. RF, similar to many other ensemble learning algorithms, consists of a collection of decision trees. Used for classification purposes, each tree associates each sample unit (pixel) to a given class, and the majority vote amongst all decision trees in the forest gives the most probable class for each given pixel.³⁷ Ensemble learning algorithms have received growing interest because of their strong prediction accuracy and robustness to noise,³⁸ as well as their ability to take into account complex sets of interactions and nonlinearity between explanatory variables.³⁹ RF in particular is also interesting for its unbiased error rates, known as out-of-bag (OOB) error rate, and its variable importance estimation procedure.⁴⁰

Sampling choices

Due to the extreme scarcity of deforestation in the area of interest, defining the appropriate sampling method for building the calibration data set of the model was a major issue. Randomly sampling n pixels may have led to a great underrepresentation of the number of deforested pixels, due to the high probability of sampling only not-deforested pixels with a small n . Another option, as used by Vieilledent et al.,⁴¹ would have been to de-

³⁵K. P. Overmars et al. (2003). « Spatial autocorrelation in multi-scale land use models ». In : *Ecological Modelling* 164, p. 257–270. DOI : 10.1016/S0304-3800(03)00070-X ; K. Mahapatra et S. Kant (2005). « Tropical deforestation : A multinomial logistic model and some country-specific policy prescriptions ». In : *Forest Policy and Economics* 7, p. 1–24. DOI : 10.1016/S1389-9341(03)00064-9.

³⁶Breiman (2001). « Random forests », cf. note 109, p. 22.

³⁷Ibid.

³⁸Dietterich (2000). « An Experimental Comparison of Three Methods for Constructing Ensembles of Decision Trees », cf. note 110, p. 22.

³⁹Evans et al. (2011). « Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology », cf. note 111, p. 22.

⁴⁰V. F. Rodriguez-Galiano et al. (2012). « An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover classification ». In : *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 67, p. 93–104. DOI : 10.1016/j.isprsjprs.2011.11.002.

⁴¹Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

fine a minimum sample size n_{min} necessary to estimate observed deforestation rates within a predefined confidence interval. In our case, however, n_{min} was too large because of the extremely low deforestation rates. Moreover, using an unbalanced sample of deforested vs. not-deforested pixels would have strongly influenced the model's likelihood towards predicting the no-deforestation dominant class. On the contrary, a deforestation model should be able to accurately predict both classes without advantaging one or the other. Drawing a parallel with species distribution modelling, where presence data may be scarce in a given landscape, using a balanced sample between presence and absence has to be preferred in the case of a RF classification.⁴²

⁴²Barbet-Massin et al. (2012). « Selecting pseudo-absences for species distribution models : how, where and how many ? », cf. note 112, p. 23.

In this study, we therefore chose to sample the same amount of deforested and not-deforested pixels to obtain a balanced sample where model calibration would penalize misclassification of deforestation as well as no-deforestation. To avoid excessive data processing, we arbitrarily sampled n pixels corresponding to one-third of the amount of deforested pixels during 2001–2014. This represents a final sample size of approximately 130'000 pixels, half of which are deforested and half not-deforested. Such a sampling method does not affect the results of our models in terms of deforestation intensity, as it is explicitly determined by the intensity model. Here, we are not interested in the prevalence of deforestation, but rather in the relative effect of spatial variables on the location of deforestation. This explains why the extent of the PFE is used as a binary variable in the location component of the model and is also the focus of one of the intensity sub-models, which could give the impression that our location and intensity components are not fully independent. The PFE, however, was not included as a spatial variable in the location model to simulate a decrease or increase in deforestation risk within the PFE, but rather to enable us to consider different sets of interactions between pixels inside this area compared to pixels outside.

Variable selection

Two measures of variables importance are computed internally within the RF algorithm, as implemented in the R-package randomForest :⁴³ the mean decrease in accuracy (MDA) and the mean decrease in Gini index (MDG). The MDA indicates changes in prediction accuracy when values of an explanatory variable of interest are randomly permuted compared to observations. On the other hand, the MDG quantifies the decrease in Gini impurity, or the increase in the homogeneity within each child sub-sample. When a variable is chosen to split a parent sample into two children sub-samples, and if such a variable is important, it should contribute to a higher homogeneity in the children sub-samples, by efficiently discriminating two sets of observed values. MDG was found to be more robust to small changes in the data set⁴⁴ and

⁴³A. Liaw et M. Wiener (2002). « Classification and Regression by randomForest ». In : *R News* 2.3, p. 18–22.

⁴⁴M. L. Calle et V. Urrea (2011). « Letter to the editor : Stability of Random Forest importance measures ». In : *Briefings in Bioinformatics* 12.1, p. 86–89. DOI : 10.1093/bib/bbq011.

was therefore used for the latter variable selection step. Several simulations were led to check for the stability of variables ranking.

In a first step, all explanatory variables were included in the model. The least important variable following MDG was then excluded and OOB error rates were compared to the former model's score. This step was repeated until the removal of the least important variable no longer contributed to a decrease in both error rates associated with deforestation and no-deforestation classes.

Deforestation risk map

Using a stack of rasters corresponding to each explanatory variable and the RF model, a deforestation risk map was computed for all the area of interest. We insist on the fact that the term 'probability map' is not appropriate in our case for characterizing the potential of each pixel to be deforested, as absolute values of predictions rely on the initial balanced distribution of deforested and not-deforested pixels within the calibration sample. As previously mentioned, in the location model we are not interested in the prevalence of deforestation, and as such, we prefer the use of the expressions 'deforestation risk' or 'deforestation potential'. Rather than considering the absolute value of this index, one should instead use it as a way to rank pixels by levels of deforestation risk.

2.3.4 Intensity component

Apart from the location component, an intensity component was built to explicitly estimate, based on socio-economic variables characterizing relevant human activities in diverse areas of the territory, the number of pixels necessary to sample from the deforestation risk map to produce the final predicted deforestation map. Contrary to the methodology set-up for the location component, where all the territory was considered as a whole, several sub-models of deforestation intensity were built independently in three different areas considering that, within each of these areas, very different human activities were observed to be associated with a completely different set of socio-economic explanatory variables (Fig. 2.3) :

- gold-mining areas ;
- the Permanent Forest Estate (PFE), where selective logging activities are taking place ;
- agriculture and urbanisation areas.

The temporal scales of such activities were also assumed to be different : we focused on annual deforestation due to gold mining, but on total deforestation over 2001–2014 due to logging, urbanization and agriculture, because gold mining is assumed to

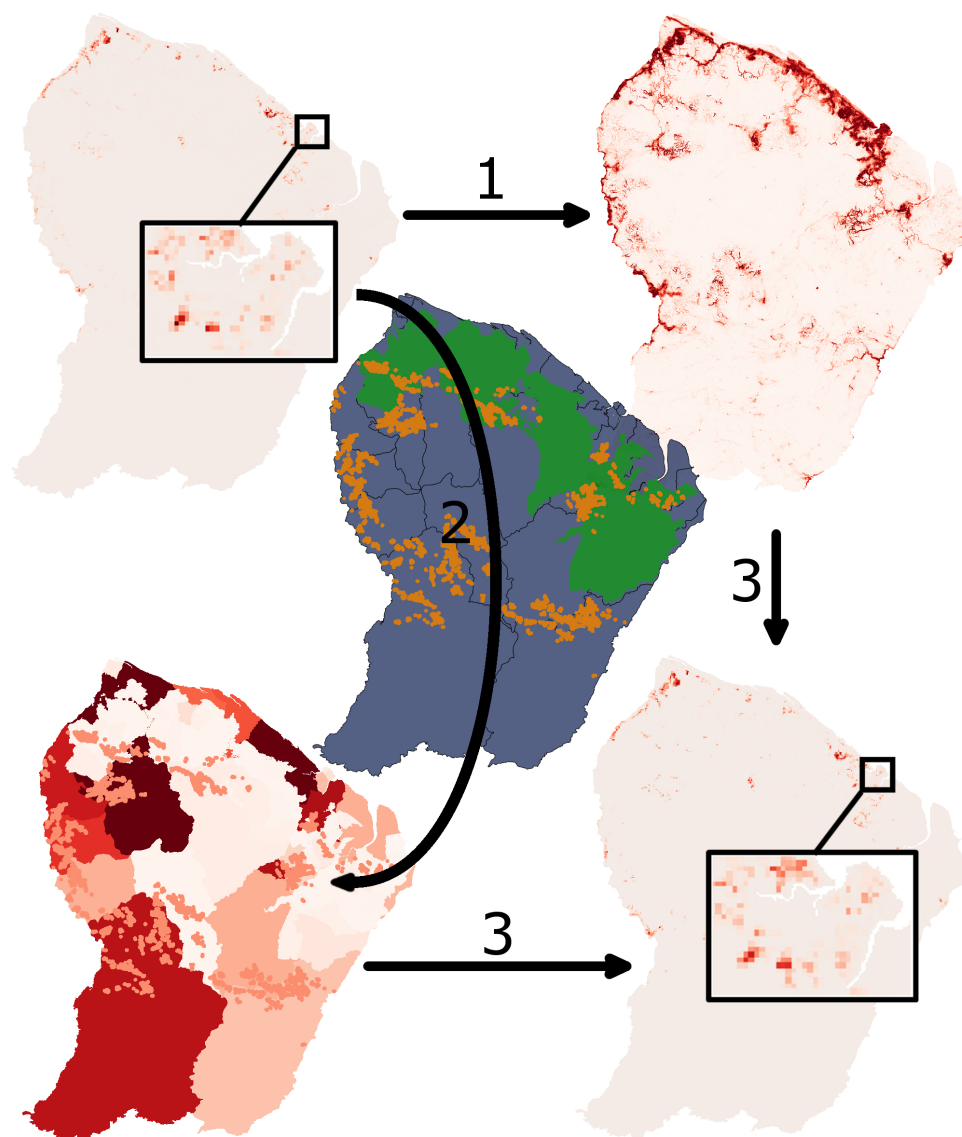


FIGURE 2.3 – Spatial flowchart of the coupled model building. (1) Map of observed deforestation during 2001–2014 (top-left) is used to create a sample of deforested and not-deforested pixels. Every pixel of this sample is associated with corresponding value of each spatial explanatory variable included in Table 2. This data set is then used to calibrate a Random Forest model of the location of deforestation, itself enabling the calculation of a deforestation risk map over the entire study area (top-right). (2) A zoning of the country is determined, where each area corresponds to the spatial extent of a specific group of human activities (middle, agriculture and urbanization areas are displayed in blue, the Permanent Forest Estate in green and gold mining areas in orange with a buffer applied for better visibility). Within each zone, a specific deforestation intensity sub-model is built using appropriate socio-economic explanatory variables. The results of these sub-models are displayed in shades of red (bottom-left), from low (light red) to high (dark red) intensities. (3) A deforestation prediction map (bottom-right) is created by coupling the outputs of the intensity model and the deforestation risk map. The corresponding number of deforested pixels predicted by each sub-model is sampled from the pool of pixels of highest deforestation risk value. In this figure, both observed and predicted deforestation maps are a focus in the north-west part of French Guiana, and deforestation was summed over a grid of 1-km cell size for display purposes. Thus, grey areas indicate no-deforestation, light red = low deforestation and dark red = high deforestation.

be a very dynamic process on a short time scale, whereas the others are associated with longer-term socio-economic processes.

Deforestation intensity is often expressed in terms of rates; however, following K. Brown et Pearce,⁴⁵ only absolute forest cover loss per year should be used in deforestation studies, because deforestation rates are more biased by unmeasured geographical and historical factors, creating artificial differences between administrative subdivisions of very different areas. For example, the district of Cayenne in French Guiana covers only approximately 20 sq. km, whereas the district of Maripasoula is nearly 1000 times larger. A similar-sized area deforested in each district, for a similar reason, would be interpreted very differently in terms of deforestation rates. To avoid such biases, absolute deforestation (number of hectares or pixels deforested) was modelled using mixed linear models in the present study instead of deforestation rates, which are often described by a binomial distribution. As previously mentioned, a neighbouring filter was applied to remove isolated pixels from the deforestation maps. This is particularly important when dealing with huge administrative units such as districts, where errors can accumulate over large areas and sometimes exceed effective deforestation. When dealing with gold mining and the effect of logging, however, such small scale activities can easily be excluded by the filter used. We therefore chose not to filter the deforestation data for both gold mining and logging sub-models. In the case of gold mining, the mask used to identify areas impacted by gold mining was precise enough to avoid the accumulation of noise over large areas. In the case of logging, where forest sectors correspond to areas of thousands of hectares, we controlled for the noise in the data by including sector area as a linear covariate in the model.

2.3.5 Gold-mining

The gold mining area was defined using the results of the remote sensing monitoring of gold mining for the year 2014 in the Guiana Shield⁴⁶ and previous assessments in 2001 and 2008,⁴⁷ each study providing GIS layers of areas impacted by gold mining. These layers were merged and used as a mask for deforestation maps by Hansen et al.,⁴⁸ after creating a 90-m buffer around each polygon to take into account potential imprecision of the manual digitizing of gold mining impacts. Yearly deforestation due to gold mining within the area of interest was extracted and a moving average over 3 years was calculated to avoid excessive variability induced by a potential lag between the deforestation event and its detection by satellites in case of cloud persistence. These values were then used to calibrate a linear model of yearly deforestation due to gold mining. According to Hammond et al.,⁴⁹ gold production over the Guiana Shield is highly correlated with gold prices. We assumed that the level of gold mining activity is

⁴⁵K. Brown et D. W. Pearce (1994). *The Causes of Tropical Deforestation : The Economic and Statistical Analysis of factors giving rise to the loss of the tropical forests*. UBC Press. Vancouver, p. 342.

⁴⁶Rahm et al. (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*, cf. note 68, p. 10.

⁴⁷G. Debarros et P. Joubert (2010). *Impact de l'activité aurifère sur le plateau des Guyanes. Rapport final*. Rapp. tech. Cayenne : ONF, Direction Régionale de Guyane, p. 32.

⁴⁸Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

⁴⁹Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34.

⁵⁰J. de Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*. URL : <http://www.senat.fr/rap/r10-271/r10-2710.html> (visité le 01/06/2016).

⁵¹M. Barrientos et C. Soria. *French Guiana Gold Production by Year*. URL : <http://www.indexmundi.com/minerals/?country=gf%7B%5C%7Dproduct=gold%7B%5C%7Dgraph=production>.

⁵²24hGold.com. *French Guyana : history of gold production*. URL : <http://www.24hgold.com/english/stat%7B%5C%7Dcountry%7B%5C%7Ddetail.aspx? pays=French%20Guyana%7B%5C%7Ddeid=24470B1670>.

positively correlated with deforestation and thus built a model using gold production as an explanatory variable. We also tested the direct effect of gold price on deforestation due to gold mining. A counterintuitive significant negative correlation between deforestation and gold prices was found. Even though gold production is endogenous, whereas international gold prices are exogenous and more interesting for modelling of deforestation processes, the sub-model including gold production as the only covariate was selected. Indeed, a repressive policy against illegal gold mining was launched in French Guiana in 2002⁵⁰ simultaneously with the explosion of gold prices observed in the beginning of the 2000s. This policy may have interfered with the free development of illegal gold mining activities in response to increasing gold prices. This policy effect was impossible to evidence here, however, due to collinearity between the intensity of the repressive policy against illegal gold mining and gold price trends over the period considered. In the absence of official data at the scale of French Guiana, annual gold production was downloaded from global data sets, even though estimates are likely inaccurate due to the importance of informal and illegal activities. Two sources were found to give data on yearly gold production in French Guiana, the first for the period 2002–2012⁵¹ and a second for 1992–2012.⁵² When the data sets overlapped, we averaged yearly production from both sources.

The intensity model in the gold mining areas was formulated as follows :

$$GM_i \sim \mathcal{N}(\beta_{GMo} + \beta_{GMP} \times Prod_i; \sigma_{GM}^2)$$

where GM_i is the scaled absolute deforestation (ha) due to gold mining, $Prod_i$ is the estimated gold production (T) at year i and β_{GMo} and β_{GMP} are the model parameters.

2.3.6 Permanent Forest Estate (PFE)

Deforestation intensity was modelled at the forest sector scale, corresponding to areas of very different sizes (min = 0.3 sq. km, max = 1'585 sq. km, median = 117 sq. km). Because of the low impact of selective logging in terms of effective deforestation, we modelled total deforestation per sector over the entire period 2001–2014 instead of annual deforestation. Two explanatory variables associated with logging activities in the PFE were initially retained : the amount of wood extracted per forest sector during the period 2001–2012⁵³ and the amount of new forest tracks and roads built within each sector during 2000–2013. This latter variable was estimated based on a detailed map of the roads and tracks network of French Guiana.⁵⁴ Because of a strong collinearity between those two variables ($R^2 = 0.88$), we chose to use only the first variable tested in the model, assuming that legal logging

⁵³ONF Guyane (2012). *Coupes au sein du DFP - 1974-2012*.

⁵⁴ONF (2014). *Réseau routier de la Guyane*.

development determined the extension of the track network and not the opposite. This variable is endogenous, as it is likely to be the consequence of population growth (increased demand for wood) or increased incentives to develop wood production and/or consumption. As these incentives are difficult to estimate, wood production itself is a useful explanatory variable in the perspective of scenarios formulation. Such scenarios would then attempt to answer the question of how much wood would be necessary to meet the demand for wood, given an expected increase in population. As previously mentioned, the surface of each forest sector was used to take into account noise in the data, in addition to the effect of logging. The model of intensity in the PFE was :

$$PFE_i \sim \mathcal{N}(\beta_{PFEv} \times Vwood_i + \beta_{PFEa} \times Area_i; \sigma_{PFE}^2)$$

where PFE_i is the total deforestation (ha) between 2001 and 2014, $Vwood_i$ is the volume (m3) of extracted wood, $Area_i$ is the surface (ha) of each forest sector i and β_{PFEv} and β_{PFEa} are the model parameters. We assumed no model intercept, because for a sector of area equal to 0, deforestation is null, as well as wood production.

2.3.7 Agriculture and urbanisation areas

This zone corresponds to areas not included in the gold mining and PFE zones where other types of human activities can take place, such as urbanization and agriculture, mainly. Socio-economic data were available at the scale of each district, which corresponds to the smallest administrative subdivision of the territory. Deforestation per district was available for every year, but associated socio-economic variables were not and were thus assumed to be fixed during the whole period. As for the gold mining area, moving averages over 3 years were calculated in order not to overestimate the temporal variability of deforestation.

We included average annual population growth between 1999 and 2009⁵⁵ and yearly agricultural subsidies for land clearing provided during the period 2000–2014⁵⁶ as predictors. Population growth was used instead of total population at year i because we assumed that, in a context of high population growth, ‘new’ inhabitants will need enough space to settle and will cause loss of natural forested habitats. Discussions with a former official of the local Department of Food, Agriculture and Forest indicated that farmers were actually expecting public subsidies to develop their activity, suggesting that the amount of agricultural subsidies is exogenous and that agricultural development would not have occurred the same way in the absence of these subsidies. Agricultural subsidies are provided proportionally to the forested area each farmer declares to convert to agriculture, so we assumed

⁵⁵INSEE (2016). *Populations légales communales depuis 1968*. URL : <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2522602>.

⁵⁶DAAF (2015). *Subventions à la défriche agricole en Guyane française entre 2000 et 2014*.

⁵⁷K. Barton (2015). *MuMIn* : *Multi-Model Inference*. URL : <http://cran.r-project.org/package=MuMIn>.

no inter-district variability. A random effect was associated with population growth, however, because we expected large variability in induced deforestation amongst districts, following the type of population considered (urban or rural). Other socio-economic variables (e.g. net income, % of jobs in trade and services, % of jobs in agriculture) were tested in interaction with population growth to modulate the effect of demography following local contexts, but were discarded after automatic model selection based on the AICc criterion [dredge function, R-package MuMIn⁵⁷]. To sum up the hypothesis of the agriculture and urbanization sub-model, we assumed that urbanization and subsistence agriculture were mostly driven by population growth (the heterogeneity between those two situations being implicitly taken into account by the random effect), whereas commercial agriculture was boosted mostly by the amount of agricultural subsidies provided. Connectivity to local markets was not explicitly considered here due to the small size of French Guiana and to the fact that Euclidean distance was a poor estimate of connectivity. Although some districts may be geographically close to main cities, the fact that they are accessible only by boat or airplane makes them far from any market. The final model was the following :

$$AD_{i,j} \sim \mathcal{N}(\beta_{ADpc,j} \times PopCh_{i,j} + \beta_{ADas} \times AgriSubs_{i,j}; \sigma_{AD}^2)$$

where $AD_{i,j}$ is the deforestation (ha) in district j at year i , $PopCh_{i,j}$ is the increase in population in district j at year i , $AgriSubs_{i,j}$ is the amount of agricultural subsidies in district j at year i and $\beta_{ADpc,j}$ and β_{ADas} are the model parameters. The intercept was assumed to be null, as deforestation is expected to be 0 when the population is stable and no agricultural subsidies are provided.

2.3.8 Coupling and validation

Creation of the predicted deforestation map

A spatial flowchart of the modelling process is presented in Fig. 2.3. Observed deforestation maps were used to independently compute a deforestation risk map (step 1) and a deforestation intensity map through the determination of a zoning of the territory (step 2). In a final step, the n pixels with highest deforestation risk on the deforestation risk map were sampled to create the final predicted deforestation map, with n being explicitly estimated by the intensity sub-models for each subdivision of the different zones determined.

Validation of the predicted deforestation map

A confusion matrix was built to compare the final deforestation prediction map with observed deforestation, and several performance

indices were computed following definitions from the literature :⁵⁸ overall accuracy (OA), specificity (Spe), sensitivity [i.e. true positive rates (Sen)], figure of merit (FOM) and Cohen' kappa (κ). The definition of each index is provided as (Tables 2.5 and 2.6). We may, however, want to assess the accuracy of a predicted map at a broader scale than the pixel scale, because we are not interested in predicting the exact location of deforested pixels, but rather areas under pressure. To do so, we tested at which scale the model is accurate enough, based on a series of grids of different cell sizes with widths ranging from 1 to 25 km, which are used to summarize predicted and observed deforestation : plotting the amount of observed against predicted deforested pixels within each cell indicates how well predictions fit the observed data.

⁵⁸R. G. Pontius et al. (2008). « Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change ». In : *Annals of Regional Science* 42.1, p. 11–37. DOI : 10.1007/s00168-007-0138-2 ; C. Liu et al. (2011). « Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data ». In : *Ecography* 34.2, p. 232–243. DOI : 10.1111/j.1600-0587.2010.06354.x ; Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

2.3.9 Comparing the coupled model with a null model

As a comparison, a null model was created with no explicit determination of the intensity of deforestation using socio-economic variables. Thus, by using a more classical method used in numerous spatially explicit deforestation models, the intensity component of the model simply corresponded to total observed deforestation between 2001 and 2014. The variables included in the spatial component of the null model were the same as the spatial variables involved in the location component of the first coupled model, but additional socio-economic variables (*i.e.* population growth and the amount of agricultural subsidies) were included after rasterization at 30 m. Gold production was discarded because yearly production is not spatially dependent and could not be converted into a spatially explicit factor, and wood production was removed during the variables selection procedure.

The same balanced sampling method was applied, and a single RF model was calibrated and used to create a deforestation risk map. n pixels with the highest value of deforestation risk were sampled from the deforestation risk map, n being calculated based on historical deforestation between 2001 and 2014.

The above-mentioned performance indices were estimated, and a grid-based accuracy assessment was performed to compare the performance of the coupled and null models.

All data processing and modelling was carried out using the open-source software R⁵⁹ and GRASS GIS7.0.⁶⁰

⁵⁹R Core Team (2015). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*, cf. note 113, p. 25.

⁶⁰GRASS Development Team (2015). *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*, cf. note 114, p. 25.

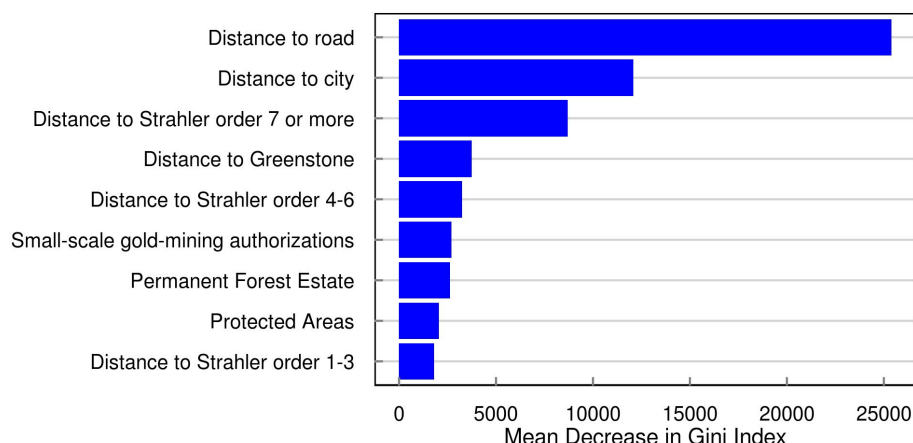


FIGURE 2.4 – Ranking of variables included in the location component of the coupled model, based on Mean Decrease of Gini Index.

2.4 Results

2.4.1 Location component

Variable selection and importance

During the variable selection procedure, permanently flooded area was the only geographical variable excluded from the location model. The most important variables were all distance variables, with the exception of distance to streams of smaller Strahler orders between 1 and 3. Binary variables were all of lower importance (Fig. 2.4).

Accuracy assessment of the Random Forest model

Out-of-bag error estimates stabilized for a RF size of 100 trees. Mean OOB error rate was 3.2%, with errors associated with deforested and not-deforested pixels of 2.0% and 4.4%, respectively, over the approximately 130'000 pixels of the calibration data set.

Partial plots

Deforestation risk was found to be exponentially and negatively correlated with distance to road (Fig. 2.5). Overall, distance to city, distance to nearest stream of Strahler order 7 or more and distance to Greenstone areas were also negatively correlated with deforestation risk, but with noisier relationships. In the case of distance to city, for example, increasing distance at a small scale increases the risk of deforestation, but at a larger scale, getting much further from a city decreases the deforestation risk. The pattern is less clear regarding distance to streams of Strahler order between 4 and 6 and distance to nearest small stream of Strahler order between 1 and 3, with a decreasing risk of deforestation for increasing distance at small scale, and a contrary relationship at

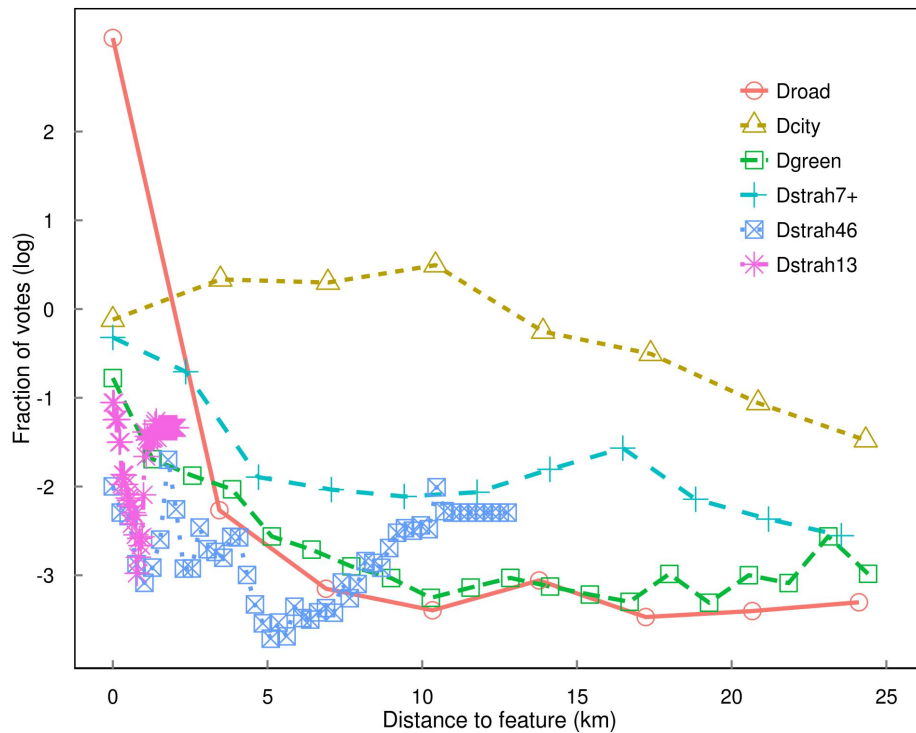


FIGURE 2.5 – Partial plot showing the relationship between continuous geographical explanatory variables (distance variables) included in the location component of the coupled model and the log of the fraction of votes by the Random Forest model in favour of classifying a pixel as deforested versus not-deforested. Droad, Dcity and Dgreen stand for distance to nearest road, city and Greenstone area, respectively. Dstrah7+, Dstrah46 and Dstrah13 stand for distance to nearest stream of Strahler order 7 or more, between 4 and 6, and small streams between 1 and 3, respectively. The variables involved do not all have the same range, which is especially true for Dstrah4 and Dstrah13.

higher distance, without an overall trend (Fig. 2.6). Concerning binary variables, protected areas and the Permanent Forest Estate are negatively associated with deforestation, whereas small-scale gold mining authorizations slightly increase the deforestation risk (Fig. 2.6).

2.4.2 Intensity component

Estimates of the parameters included in the three submodels forming the intensity component are reported in Table 2.3. Yearly deforestation due to gold mining was found to be significantly and positively correlated with estimated annual gold production. The volume of logs harvested during the period and the area of each forest sector were both highly correlated with deforestation in the PFE. Mean annual population change between 1999 and 2012 and agricultural subsidies for land clearing between 2000 and 2014 were highly significant positive predictors of deforestation. In one district, predicted deforestation was very small but negative, due to a decrease in population over the period, and was replaced

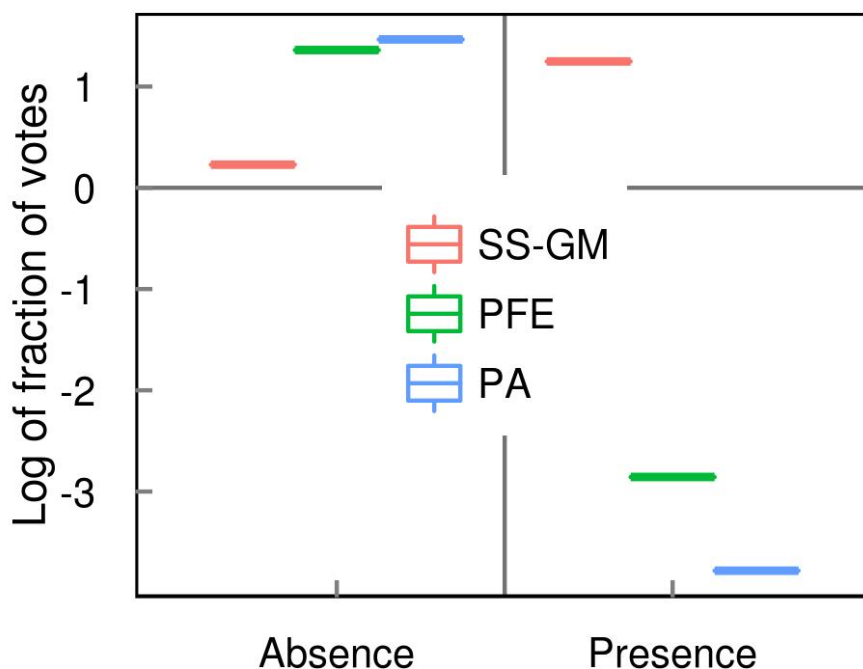


FIGURE 2.6 – Partial plots showing the relationship between binary geographical explanatory variables included in the location component of the coupled model and the log of the fraction of votes by the Random Forest model in favour of classifying a pixel as deforested versus not-deforested. SS-GM, PFE and PA stand for small-scale gold-mining authorisations, Permanent Forest Estate and Protected Areas, respectively.

TABLE 2.3 – Parameter estimates of the three sub-models included in the intensity component of the coupled model. SD, standard deviation; PFE, Permanent Forest Estate. *P*-values are shown as asterisks (****P* < 0.001, ***P* < 0.01). Standard errors are presented in parentheses.

Intensity sub-model	Intercept	Slope	SD of random slope	Adjusted R-squared
Gold mining areas	$\beta_{GMO} = 604.7^{***}(28.6)$	$\beta_{GMP} = 0.11^{**}(0.03)$		0.52
PFE		$\beta_{PFEv} = 1.77^{***}(0.13)$		0.76
		$\beta_{PFEa} = 0.09^{***}(0.01)$		
Agriculture and urbanization areas		$\beta_{ADpc,j} = 0.29^{**}(0.08)$	0.30	Marginal = 0.37
		$\beta_{ADas} = 0.80^{***}(0.13)$		Conditional = 0.96

by value zero for the model coupling step. Standard error of the random slope associated with annual population change was equivalent to the estimate of the fixed parameter $\beta_{ADpc,j}$, suggesting a strong inter-district variability.

2.4.3 Predictive performance

Visual assessment

A visual comparison between observed and predicted deforestation maps between 2001 and 2014 provided initial insight into our model's performance. A focus on an agricultural and urbanization hot spot showed that the predicted deforestation map is quite accurate, with most pixels being correctly predicted and mismatched pixels being closed to effectively deforested pixels (Fig. 2.7(a)). In gold mining areas, however, deforestation appeared to be more difficult to accurately predict spatially (Fig. 2.7(b)).

Pixel-based performance indices

Overall accuracy and Spe were biased by the extremely low rates of deforestation and thus uninformative. In addition, Sen, FOM, and κ , which take into account the ability of the model to predict not only the majority class (*i.e.* no deforestation), were calculated. On the whole, the null model performed slightly better than the coupled model, wherein all indices were confounded (Table 2.4).

Model	OA	FOM	Sen	Spe	κ
Coupled	99.5	31.6	47.8	99.8	47.8
Null	99.6	35.6	53.6	99.8	52.8

TABLE 2.4 – Values of some common pixel-based performance indices of coupled and null models : overall accuracy (OA), figure of merit (FOM), sensitivity (Sen), specificity (Spe) and Cohen's kappa (κ). The null model outperforms the coupled model based on FOM, Sen and κ criteria, whereas OA and Spe are biased by the low level of deforestation.

Grid-based performance assessment

Plots of observed versus predicted deforestation summed over different grid cell sizes, from 25 to 1 km for each model (Figure 2.8), suggested that the null model overestimates high deforestation areas compared to the coupled model, except for in very small grid cell sizes, under 2 km resolution. A focus on lower deforestation cells indicated an opposite effect, with underestimation of deforestation in the null model compared to the coupled model (Figure 2.9).

2.5 Discussion

2.5.1 Enriching deforestation models by including expert knowledge : a case study in French Guiana

When focusing on socio-economic drivers of deforestation intensity, it appears necessary to create a typology of zones within the area

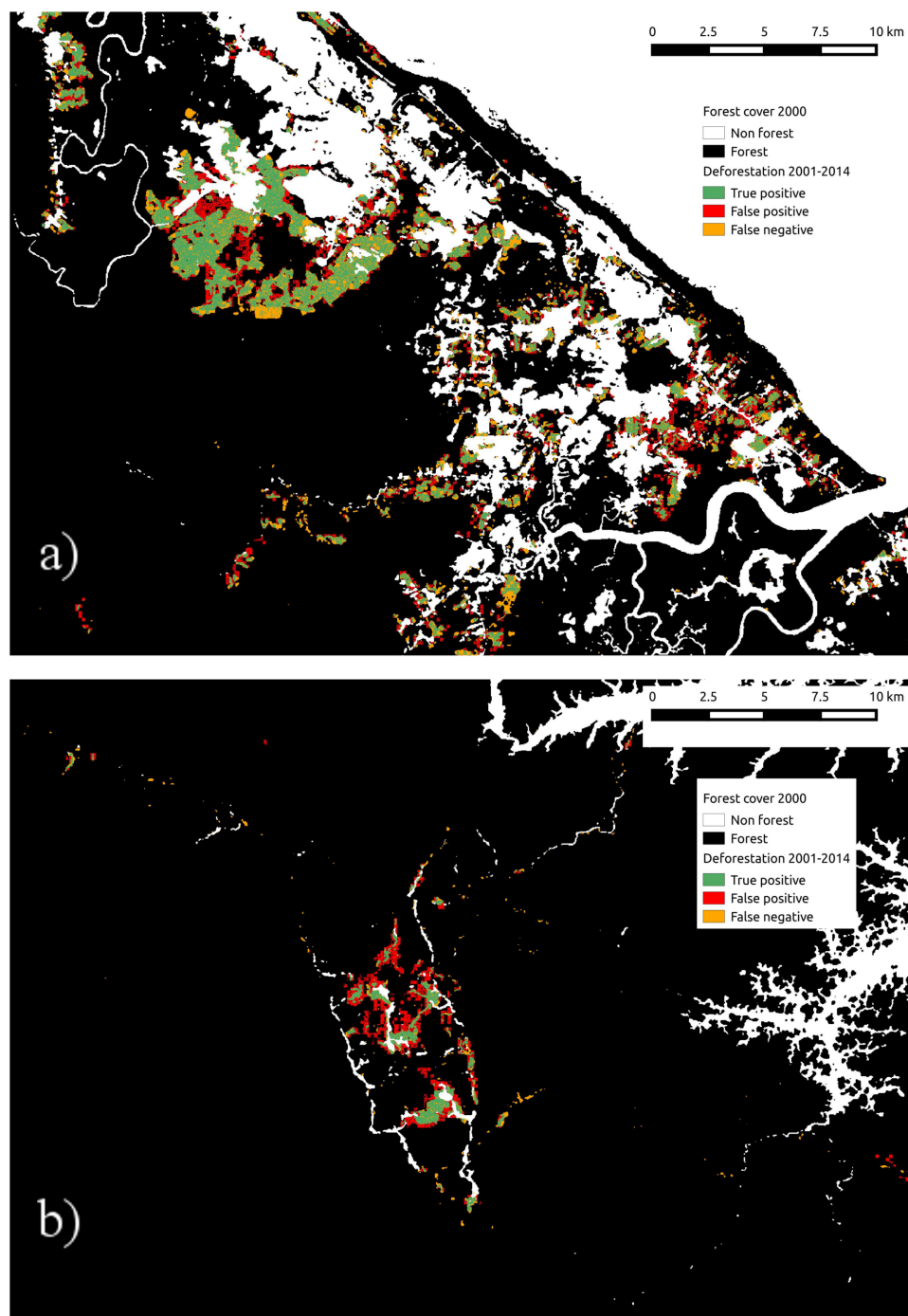


FIGURE 2.7 – Visual comparison of predicted versus observed deforestation map over the period 2001–2014 for an agriculture and urbanisation hotspot (a) and a gold-mining hotspot (b). Correct predicted pixels are displayed in green, red areas are false positive and orange pixels are false negative.

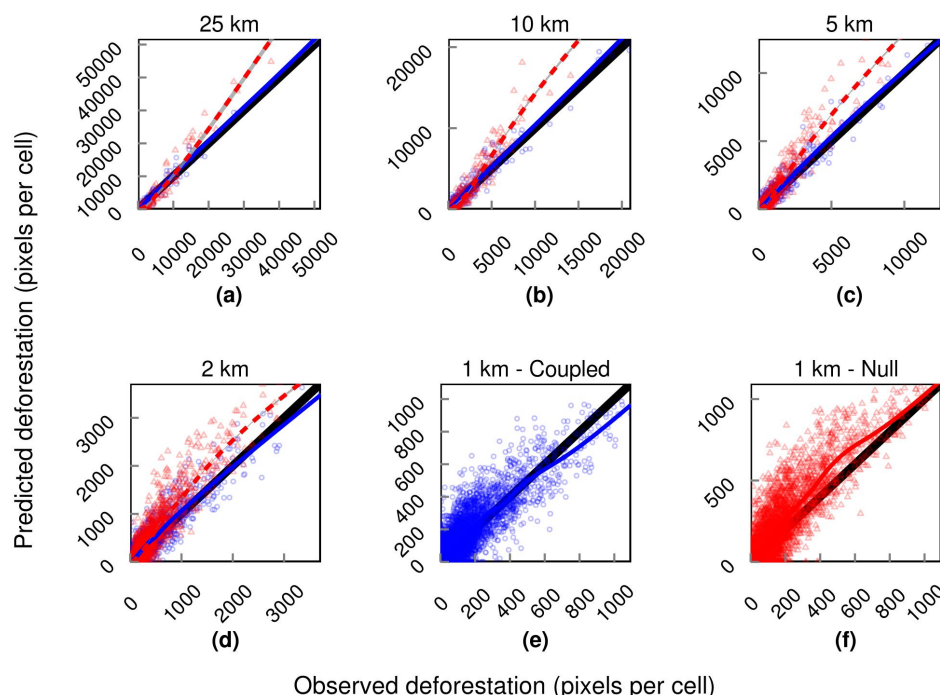


FIGURE 2.8 – Plots of predicted versus observed deforestation (number of predicted/observed pixels per grid cell) summarized at different spatial resolutions, from a 25 km (a) to a 1 km cell size (e and f). Blue circles and red triangles correspond to the coupled and null models, respectively, and are associated with local regression curves of the same colour. The diagonal corresponding to a perfect prediction is represented by a black line in each plot.

of interest, corresponding to major differences in socio-economic functioning. To do so, expert knowledge is indispensable and such zoning must be meaningful. This work can only be carried out in countries where a good level of governance is assumed. On the contrary, the spatial zoning of the different drivers of the intensity model would remain uncertain. A clarification of land rights and increased law enforcement in forested countries, however, are often considered to be a prerequisite to an efficient implementation of the REDD+ mechanism.⁶¹ As a consequence, we may expect that methodology such as that developed here could be applied to an increasing number of countries.

This necessity to create a zoning a priori is likely the main limit of our methodology, especially around the borders between two zones, because any leakage from agricultural areas to the PFE, for example, would be erroneously interpreted as increased deforestation due to logging. Another example of the limits imposed by the zoning is that we cannot predict deforestation due to gold mining outside the rough areas that we know have been previously impacted based on the gold mining mask used. Emergence of new gold mining areas is thus impossible to model in our case, but it is the consequence of numerous factors, such as discovery of new deposits or depletion of old ones, location and intensity

⁶¹Karsenty et Ongolo (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism », cf. note 85, p. 14.

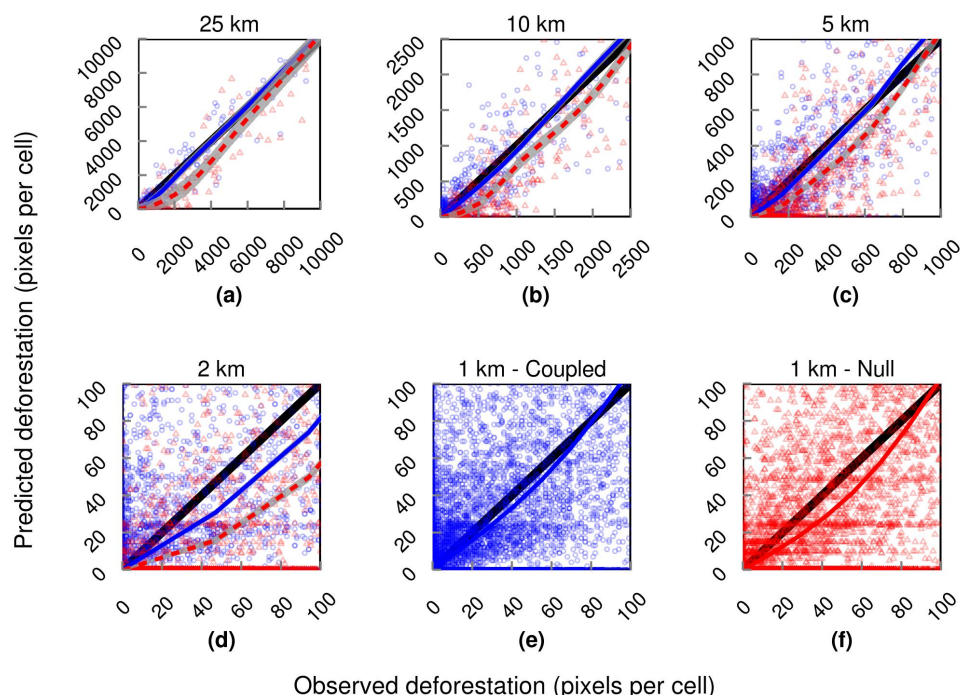


FIGURE 2.9 – Plots of predicted versus observed deforestation (number of predicted/observed pixels per grid cell) summarized at different spatial resolutions, from a 25 km (a) to a 1 km cell size (e and f), with a focus on low deforestation areas. Blue circles and red triangles correspond to the coupled and null models, respectively, and are associated with local regression curves of the same colour. The diagonal corresponding to a perfect prediction is represented by a black line in each plot.

of military interventions against illegal mining, and new mining authorizations. These factors are *per se* difficult to estimate, so it is reasonable not to try to provide maps of emerging deforestation due to gold mining without a strong theoretical basis.

Gold-mining areas

The negative correlation we observed between gold production and gold prices is counterintuitive compared to the results provided by Hammond et al.⁶² Although we may wonder if estimated gold production is accurate due to the importance of illegal gold mining activities, this trend may be influenced by the French military interventions against illegal gold-miners, which were initiated during the period of interest,⁶³ explaining why annual deforestation due to gold mining decreased during the period whilst gold prices were sharply increasing. This trend emphasizes the need to assess deforestation at a larger scale to test the hypothesis of deforestation leakages. Gold mining activities could have been exported to neighbouring countries (e.g. Suriname) because of the repressive context in French Guiana, as occurred previously between Brazil and French Guiana when the Brazilian government began to regulate gold mining activity.⁶⁴

⁶²Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34.

⁶³Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

⁶⁴WWF Guianas (2012). *Living Guianas Report 2012*. Rapp. tech. Paramaribo : WWF Guianas, p. 43.

The advantage of defining different intensity sub-models is clear regarding the impact of gold mining, where price volatility is high and susceptible to provoking changes in gold production. Such a flexible method allows the consideration of different human activities responding differently in terms of scale and time, as in the case of gold mining, which is a major improvement, given the contribution of commodities to deforestation trends.⁶⁵ On the contrary, using a purely spatial model, important drivers of deforestation such as gold mining would be inconsistently taken into account, because gold price is global and cannot be spatialized at small scales.

Deforestation due to logging within the Permanent Forest Estate

We estimated that approximately 1.8 ha were deforested for each thousand cubic metres of wood harvested. This represents $1'302 \pm 196$ ha, or $40.3 \pm 6.0\%$, of total predicted deforestation in the PFE, with the remaining being explained by the size effect (*i.e.* noise in the input deforestation maps). After rasterization of the road layer, we estimated that approximately 500 km of new forest tracks were built within the PFE during the period of interest. Assuming an average track width of 30 m (*i.e.* one detected deforested Landsat pixel), this would correspond to approximately 1'500 ha of deforestation directly due to main logging tracks. This is close to our model's estimates, although in our model forest gaps were not taken into account as well as log yards.⁶⁶ reported a road cover of 0.76% inside selective logging concessions in Central Africa. Given the 52'000 ha of forest logged over the period of interest, this would represent an area of only 395 ha, much less than observed in the present study. S. D. Miller et al.,⁶⁷ on two study sites in Tapajos (Amazonia), found that reduced impact logging techniques, which are also applied in French Guiana,⁶⁸ provoked a decrease in canopy cover from 96% to 88%. In our case, given the area logged during the period of interest, this would represent around 4'000 ha of lost canopy cover, in addition to areas directly impacted by forest tracks opening. It is unlikely that such logging gaps can be reliably detected in the data set provided by Hansen et al.,⁶⁹ however, as selective logging is considered to be only marginally detectable using specialized detection algorithms, such as those used by Peres et al.,⁷⁰ whereas the data set used here has not been calibrated for this purpose. The marginal impact of logging in terms of deforestation is therefore low but statistically significant, although likely underestimated due to data resolution constraints. Given that forest tracks are likely to be the only measurable impact of selective logging and that forest track planning is uncertain, it is likely more robust to predict deforestation due to logging at the scale of the forest sectors relying on explicit socio-economic variables, rather than

⁶⁵ Angelsen et Kaimowitz (2001). *Agricultural Technologies and Deforestation*, cf. note 20, p. 33.

⁶⁶ F. Kleinschroth et al. (2016). « How persistent are the impacts of logging roads on Central African forest vegetation? » In : *Journal of Applied Ecology* in press. May. DOI : 10.1111/1365-2664.12661.

⁶⁷ S. D. Miller et al. (2011). « Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange ». In : *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108.48, p. 19431–19435. DOI : 10.1073/pnas.1105068108.

⁶⁸ ONF (2010). « Charte de l'exploitation forestière à faible impact en Guyane ». In : p. 1–77.

⁶⁹ Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

⁷⁰ C. a. Peres et al. (2006). « Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 21.5, p. 227–229. DOI : 10.1016/j.tree.2006.03.007.

to refer to high-resolution predicted deforestation maps.

Deforestation in agriculture and urbanisation areas

Total predicted deforestation in agriculture and urbanization areas districts was approximately 26'700 ha between 2001 and 2014. Of this amount, one-third corresponded to the contribution of agricultural subsidies, whereas 17'800 ha, or around two-thirds of predicted deforestation, was explained by population growth. Agricultural subsidies provided for land clearing reached an amount of 3'200 euros per hectare planned to be converted to agriculture. Given the 11 million euros provided during the period 2001–2014, this would explain the deforestation of approximately 3'700 ha. Our estimation suggested an effect 2.5 times stronger. The effect of the type of subsidies used here (subsidies for land clearing) could have been overestimated due to the absence of other possible types of subsidies (e.g. financial support to agriculture mechanization) in our model. The large standard deviation of the random slope (Table 2.3) associated with population growth indicates a great heterogeneity of the effect of demography on deforestation amongst agriculture and urbanization areas. The predicted contribution of each additional inhabitant was very different between the densely populated capital, Cayenne, with a value of only 0.009 ha deforested per year per additional inhabitant, and some rural districts where predicted deforestation reaches 1 ha per year per additional inhabitant. This situation likely derives from the coexistence of an officially declared agriculture, the contribution of which to deforestation is captured by the agricultural subsidies variable, with an expanding informal agriculture captured by population growth.

The link between deforestation and population growth has long been debated, often focusing on the impact of shifting cultivation on deforestation in developing countries.⁷¹ Mixing geographical and socio-economic variables at very different resolutions in deforestation models has contributed to hiding the effect of demography, in addition to the inherent complexity of taking into account the diversity of consequences of population growth following local socioeconomic and political contexts.⁷² Rapid population expansion in developing forested countries, however, is now known to be a clear driver of deforestation.⁷³ A model comparison with other rapidly-expanding countries in terms of demography is not easy due to our uncommon use of absolute measures of deforestation and population growth, but the results of the present study confirm this conclusion of a positive correlation between population growth and deforestation such as observed in previous national or global studies.⁷⁴ Even so, much effort should be directed towards the explication of the random effect associated with population growth, to understand which local forces might influence the way of life of future populations in the perspective

⁷¹L. Jarosz (1993). « Defining and Explaining Tropical Deforestation : Shifting Cultivation and Population Growth in Colonial Madagascar (1896-1940) ». In : *Economic Geography* 69.4, p. 366–379.

⁷²Geist et Lambin (2002). « Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation », cf. note 65, p. 10.

⁷³Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

⁷⁴K. Pahari et S. Murai (1999). « Modelling for prediction of global deforestation based on the growth of human population ». In : *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 54.5-6, p. 317–324. DOI : 10 . 1016 / S0924 - 2716(99) 00032 - 5 ; Agarwal et al. (2005). « Tropical deforestation in Madagascar : Analysis using hierarchical, spatially explicit, Bayesian regression models », cf. note 107, p. 22 ; Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

of deforestation scenario formulation. Although the amount of agricultural subsidies is a significant exogenous contributor to deforestation, French agricultural policy in French Guiana is *de facto* a response to the high current population increase. Limiting the level of economic incentives to agricultural expansion to decrease deforestation may then create a lack of job opportunities for local populations, which could have unclear environmental consequences, although youngsters in remote districts are likely to be more interested in an urban way of life than in practicing shifting cultivation or commercial agriculture.

2.5.2 Toward socio-economically focused deforestation scenarios

Our coupled model succeeds in predicting the spatial patterns of deforestation, whilst allowing the expression of significant socio-economic variables, which determine its intensity. Compared to the null model, the coupled model is less biased by overestimating high deforestation and underestimating low deforestation intensities (Figs 2.8 and 2.9), suggesting a more consistent integration of socio-economic processes. Overestimation of predicted deforestation around correctly predicted deforested pixels was previously mentioned by Chowdhury⁷⁵ and is explained by the strong contribution of several highly important geographical variables, mainly distance to roads, which focuses much deforestation around areas of high deforestation risk, with socio-economic activities occurring in remote areas remaining largely underestimated. This bias explains why accuracy indices are higher for the null model compared to the coupled model, which evidences the need to assess the accuracy of models not only at the pixel scale, but also at a wider scale, and reinforces the necessity to distinguish the spatial from the intensity processes, as mentioned by Vieilledent et al.⁷⁶

In addition to their knowledge-intensive character, we argue that models based on an explicit socio-economically focused intensity component provide more interesting outputs regarding socio-economic drivers of deforestation. Moving forward spatially explicit socio-economic models of deforestation is difficult because it implies a strong understanding of the different drivers of deforestation within a country or region, and requires a large amount of data. It is critical, however, to formulate useful future deforestation scenarios in a REDD+ perspective. On the contrary, building a model using principally geographical drivers ensures a good fit, even if human activities are not properly understood or taken into account, because of the strength of road accessibility in shaping the development of a territory. Much effort must thus be directed towards a better integration of global and local forces of deforestation which, in our opinion, must be based on a strong knowledge of the drivers of deforestation in the areas considered. By operating a zoning of the territory based on known geogra-

⁷⁵R. R. Chowdhury (2006). « Driving forces of tropical deforestation : The role of remote sensing and spatial models ». In : *Singapore Journal of Tropical Geography* 27.1, p. 82–101. DOI : 10.1111/j.1467-9493.2006.00241.x.

⁷⁶Vieilledent et al. (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar », cf. note 61, p. 9.

phical and normative constraints, we think that such a shift in deforestation modelling methodologies is possible and is consistent with a higher level of law enforcement, environmental governance and land tenure security, factors which are prerequisites of the REDD+ mechanism.

2.6 Acknowledgements

We thank the handling editor and the anonymous reviewers for their comments on a previous version of this manuscript. This study is part of a PhD project funded by the French Ministry of Research and associated with the REDD+ for the Guiana Shield project, itself granted by the FFEM, the Region Guyane, the European Union and the Interreg Caraïbes Program and managed by ONF International. It was also part of the GFclim project funded by the PO-Feder Region Guyane. Finally, this work also benefited from an ‘Investissement d’Avenir’ Grant managed by the Agence Nationale de la Recherche (CEBA : ANR-10- LABEX-0025).

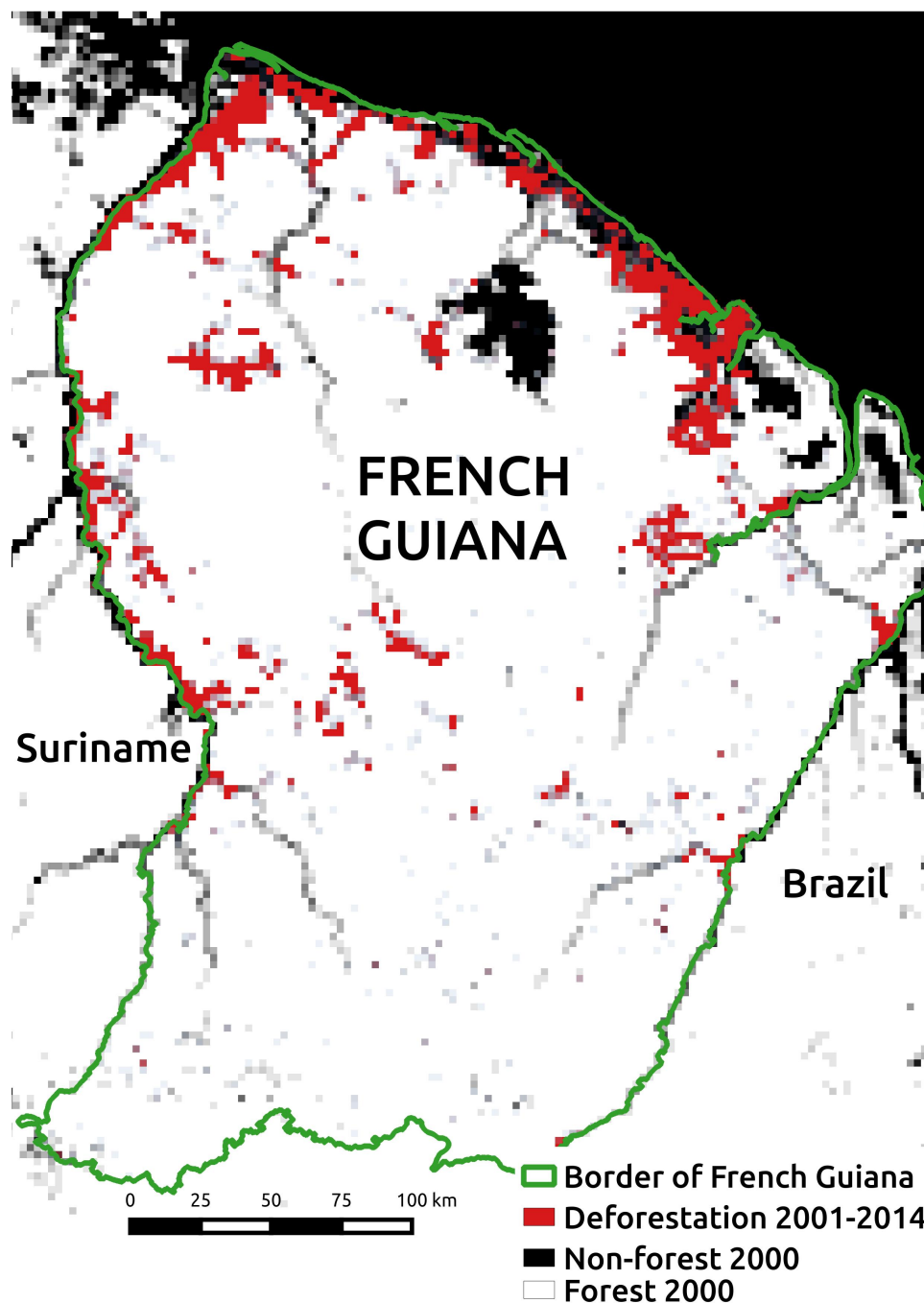


FIGURE 2.10 – Forest cover 2000 and deforestation 2001-2014 map of French Guiana.

2.7 Supplementary Materials

2.7.1 Forest cover 2000 and deforestation 2001-2014 map of French Guiana

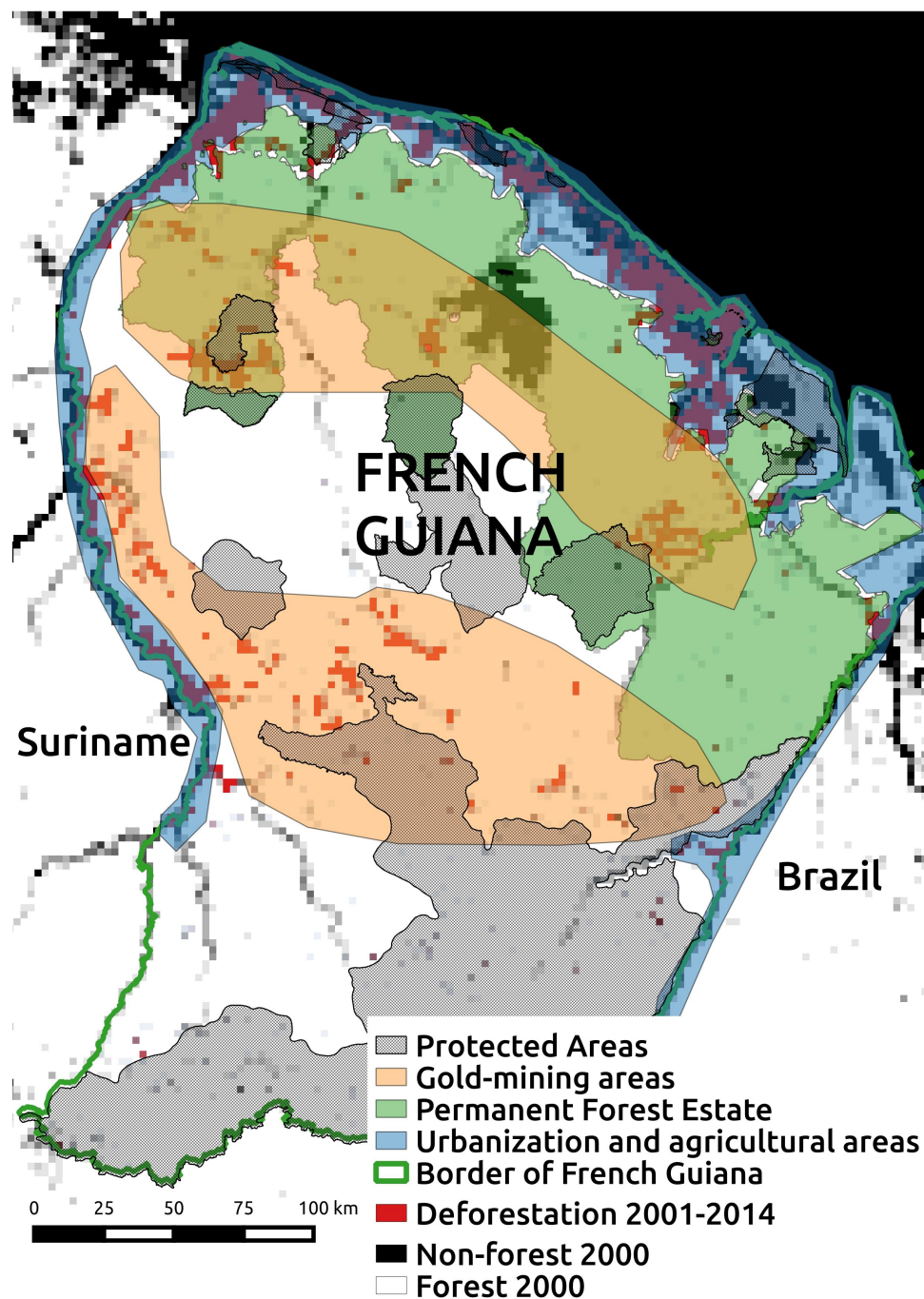


FIGURE 2.11 – Forest cover 2000 and deforestation 2001-2014 map of French Guiana.

2.7.2 Overview of the location of the main activities leading to deforestation

TABLE 2.5 – Confusion matrix as input for assessing models performance.

		Observations			Total
		0 (forest)	1 (non-forest)		
Predictions	0	n_{00}	n_{01}		n_{0+}
	1	n_{10}	n_{11}		n_{1+}
Total		n_{+0}	n_{+1}		n

2.7.3 Confusion matrix as input for assessing models performance

TABLE 2.6 – Confusion matrix as input for assessing models performance.

Index	Definition
Overall Accuracy (OA)	$OA = (n_{11} + n_{00})/n$
Figure Of Merit (FOM)	$FOM = n_{11}/(n_{11} + n_{10} + n_{01})$
Sensitivity (Sen)	$Sen = n_{11}/n_{1+}$
Specificity (Spe)	$Spe = n_{00}/n_{0+}$
Cohen's Kappa (κ)	$\kappa = (OA - a_e)/(1 - a_e)$ where $a_e = (n_{1+} \times n_{+1} + n_{0+} \times n_{+0})/n^2$

2.7.4 Definition of the pixel-per-pixel based performance calculated in this study following

Du fait de contraintes techniques, les références bibliographiques n'ont pas pu être créées en bonne et due forme à l'intérieur des tableaux. La liste suivante sert simplement à générer ces références bibliographiques manquantes.

⁷⁷ONF (2014). *Réseau routier de la Guyane*, cf. note 54, p. 44.

⁷⁸R. E. Horton (1945). « EROSIONAL DEVELOPMENT OF STREAMS AND THEIR DRAINAGE BASINS; HYDROPHYSICAL APPROACH TO QUANTITATIVE MORPHOLOGY ». In : *Geological Society Of America Bulletin* 56, p. 275-370. DOI : 10 . 1130 / 0016 - 7606(1945)56.

⁷⁹USGS (2000). *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global*. Rapp. tech.

⁸⁰G. Verger (2011). *Villes, villages et lieux dits 500e*. Rapp. tech. ONF (French Forest Office).

⁸¹BRGM (2014). *Geological map of French Guiana*.

⁸²DEAL Guyane (2015). *Réserve Naturelle Nationale de Guyane*. Rapp. tech.

⁸³P. Joubert (2015). *Carte des vocations 2013*. Rapp. tech. Parc Amazonien de Guyane.

⁸⁴G. Verger (2014b). *Forêts aménagées de l'ONF*. Rapp. tech.

⁸⁵DEAL Guyane (2013b). *Autorisation d'exploitation minière (AEX) de Guyane*. Rapp. tech.

⁸⁶DEAL Guyane (2013a). *Atlas des Zones Inondables (2005)*. Rapp. tech.

ONF⁷⁷ Horton⁷⁸ USGS⁷⁹ Verger⁸⁰ BRGM⁸¹ DEAL Guyane⁸² Joubert⁸³ Verger⁸⁴ DEAL Guyane⁸⁵ DEAL Guyane⁸⁶

CHAPITRE 3

La ruée vers l'or dans un El Dorado forestier : fuites de déforestation et la nécessité d'une coopération régionale

Les forêts tropicales du Plateau des Guyanes sont les plus affectées par l'orpaillage en Amérique du Sud, subissant une croissance exponentielle de la déforestation depuis le début des années 2000. Le cas de l'orpaillage illustre bien l'importance d'une approche régionale dans la compréhension des moteurs socio-économiques et politiques de la déforestation, mais également la nécessité d'obtenir des données de déforestation à haute résolution spatiale et temporelle.

A l'échelle régionale, nous avons pu démontrer une forte corrélation entre la déforestation annuelle liée à l'orpaillage et les cours mondiaux de l'or. Afin de prendre en compte davantage de moteurs de la déforestation due à l'orpaillage, nous avons zoomé sur chacun des pays et mis en lumière l'hétérogénéité de la réponse au cours de l'or en fonction des différents contextes politiques. La déforestation liée à l'orpaillage sur le Plateau des Guyanes se développe principalement au Guyana et au Suriname. Au contraire, les politiques répressives passées et présentes face à l'orpaillage clandestin en Amapá et en Guyane française ont vraisemblablement contribué à décorrélérer la déforestation du cours de l'or. Enfin, nous avons affiné notre analyse en nous intéressant plus particulièrement à la Guyane française et au Suriname, deux pays voisins mais montrant des niveaux de contrôle très différents des activités aurifères illégales. Nous avons mis en place un cadre méthodologique permettant d'estimer les fuites potentielles de déforestation dans les zones frontalières, depuis la Guyane française vers le Suriname. Sur la base de nos hypothèses, nous avons estimé une diminution de la déforestation liée à l'orpaillage d'approximativement 4 300 hectares en Guyane française et une hausse

de celle-ci d'environ 12 100 hectares au Suriname sur l'ensemble de la période d'étude, en réponse à la politique de répression de l'orpaillage clandestin lancée en Guyane française.

Une analyse fine de cette activité très importante pour l'économie des pays de la région mais très destructrice pour l'environnement, au delà de son intérêt social et politique, permet de mettre en évidence des limites du mécanisme REDD+ quant aux piliers que constituent les notions d'additionnalité, de permanence et de prise en compte des fuites de déforestation. La volatilité des cours de l'or rend difficile la prédiction de la déforestation associée sur le long terme, mettant en péril les deux premiers piliers de la REDD+, dès lors qu'une chute des cours peut entraîner une baisse de la déforestation sans effort particulier de la part des pays. Au contraire, une hausse forte du prix de l'or peut rendre caduque toute volonté de contrôler l'expansion de l'orpaillage illégal. L'ampleur des fuites, difficile à évaluer avec certitude, ne fait qu'ajouter de la complexité à la scénarisation de la déforestation future.

Ce chapitre a été publié en mars 2017 en tant qu'article dans la revue *Environmental Research Letters*. Sa sortie a été accompagnée par un communiqué de presse de la part du CIRAD, reproduit en Annexes.

Citation : Dezécache C., Faure E., Gond V., Salles J-M., Vieilledent G. & Hérault B. Gold-Rush in a Forested El Dorado : Deforestation Leakages and the Need for Regional Cooperation. *Environmental Research Letters*, 2017 ; DOI : 10.1088/1748-9326/aa6082.

Gold-Rush in a Forested El Dorado : Deforestation Leakages and the Need for Regional Cooperation.

Authors :

Camille Dezécache¹, Emmanuel Faure², Valéry Gond³, Jean-Michel Salles⁴, Ghislain Vieilledent^{3,5} & Bruno Hérault⁶.

Affiliations :

¹Université de la Guyane, UMR EcoFoG (AgroParistech, CNRS, Cirad, Inra, Université des Antilles, Université de la Guyane), Campus agronomique de Kourou, 97310 Kourou, French Guiana, France.

²Ecole Normale Supérieure (ENS Ulm), 45 rue d'Ulm, 75005 Paris, France.

³Cirad, UPR Forêts et Sociétés, 34398 Montpellier, France.

⁴CNRS, UMR LAMETA (CNRS, Inra, SupAgro, Université de Montpellier), Campus Inra-SupAgro, Bat.26, 2 Place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2, France.

⁵JRC, Bio-Economy Unit (JRC.D.1), Joint Research Center of the European Commission, 21027 Ispra, Italy.

⁶Cirad, UMR EcoFoG (AgroParistech, CNRS, Cirad, Inra, Université des Antilles, Université de la Guyane), Campus agronomique de Kourou, 97310 Kourou, French Guiana, France.

Keywords : Deforestation, gold-mining, leakages, modelling, REDD+, remote sensing.

3.1 Abstract

Tropical forests of the Guiana Shield are the most affected by gold-mining in South America, experiencing an exponential increase in deforestation since the early 2000's.

Using yearly deforestation data encompassing Guyana, Suriname, French Guiana and the Brazilian State of Amapá, we demonstrated a strong relationship between deforestation due to gold-mining and gold-prices at the regional scale. In order to assess additional drivers of deforestation due to gold-mining, we focused on the national scale and highlighted the heterogeneity of the response to gold-prices under different political contexts. Deforestation due to gold-mining over the Guiana Shield occurs mainly in Guyana and Suriname. On the contrary, past and current repressive policies in Amapá and French Guiana likely contribute to the decorrelation of deforestation and gold prices. In this work, we finally present a case study focusing on French Guiana and Suriname, two neighbouring countries with very different levels of law enforcement against illegal gold-mining. We developed a modelling framework to estimate potential deforestation leakages from French Guiana to Suriname in the border areas. Based on our assumptions, we estimated a decrease in deforestation due to gold-mining of approx. 4'300 hectares in French Guiana and an increase of approx. 12'100 hectares in Suriname in response to the active military repression of illegal gold-mining launched in French Guiana.

Gold-mining in the Guiana Shield provides challenging questions regarding REDD+ implementation. These questions are discussed at the end of this study and are important to policy makers who need to provide sustainable alternative employment to local populations in order to ensure the effectiveness of environmental policies.

3.2 Introduction

Tropical forests in South America are increasingly threatened by the expansion of gold-mining, boosted by global demand for jewellery, the international financial crisis and associated gold-prices increase.¹ Contrary to agricultural activities such as soybean farming or ranching, gold-mining has received little attention due to its small geographical extent compared to agribusiness.² However, the recent explosion of gold prices, from less than 300 USD/ounce in 2000 to close to 1'900 USD in 2011, allowed a better profitability of low-grade deposits, thus establishing gold-mining as an emerging economic activity.³

Alluvial gold-mining, which is by far the predominant gold-mining method applied within our study area,⁴ has dramatic direct and indirect environmental and social consequences : mercury poisoning of populations;⁵ increased risk of malaria⁶ and HIV transmission.⁷ It is also increasingly contributing to deforestation⁸ which we assess in the present article.

The Guiana Shield remains one of the major unfragmented tropical forests worldwide. However, it concentrates 41% of deforestation due to gold-mining occurring in South-America.⁹ In this region, a strong relationship between gold production and gold prices was already evidenced.¹⁰ However, no focus was made to the national scale, which impedes assessing the potential effect of other factors than prices, such as governance and law enforcement, on gold-mining activity and associated environmental impacts. We focused on four political entities within the Guiana Shield : Guyana, Suriname, French Guiana and the state of Amapá in Brazil. These entities are all characterized by high forest cover and low deforestation rates,¹¹ but greatly differs in terms of political status (while Guyana and Suriname are independent countries, French Guiana and Amapá are subdivisions of France and Brazil), environmental governance and contribution of gold-mining to local economy. Such institutional heterogeneity under a similar environmental context makes the Guiana Shield a prime study area to assess the effects of national policies on deforestation due to gold-mining.

In Guyana, 90% of deforestation is attributed to gold-mining,¹² which accounts for 20% of Guyanese GDP and 25% of its exports.¹³ In Suriname, small-scale gold-mining is the major driver of deforestation and an important source of income for 12% of the population.¹⁴ In both cases, the chaotic expansion of small-scale gold-mining remains largely uncontrolled.¹⁵ Since 2002, facing the increasing activity of illegal miners, the French government launched a series of military operations in French Guiana.¹⁶ In Amapá, stricter regulation imposed in the 1990's by Brazil has limited the local expansion of gold-mining but provoked leakages to neighbouring countries.¹⁷

¹S. Shafiee et E. Topal (2010). « An overview of global gold market and gold price forecasting ». In : *Resources Policy* 35, p. 178–189. DOI : 10.1016/j.resourpol.2010.05.004; G. P. Asner et al. (2013). « Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. » In : *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110.46, p. 18454–9. DOI : 10.1073/pnas.1318271110; H. Ayala et al. (2013). *Small-Scale Gold Mining in the Amazon. The cases of Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Suriname*. Sous la dir. de L. Cremers et al. CEDLA. Amsterdam, p. 1–119.

²Alvarez-Berrios et Mitchell Aide (2015). « Global demand for gold is another threat for tropical forests », cf. note 30, p. 36.

³Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34.

⁴Rahm et al. (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*, cf. note 68, p. 10.

⁵J. F. de Kom et al. (1998). « Mercury exposure of maroon workers in the small scale gold mining in Suriname. » In : *Environmental research* 77, p. 91–97. DOI : 10.1006/enrs.1998.3835; N. Fréry et al. (2001). « Gold-mining activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana : Key role of fish in dietary uptake ». In : *Environmental Health Perspectives* 109.5, p. 449–456. DOI : 10.1289/ehp.01109449; J. R. Miller et al. (2003). « Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Mazaruni River Basins, Guyana ». In : *Water, Air, and Soil Pollution* 148, p. 139–166. DOI : 10.1023/A:1025465800121.

⁶V. Pommier de Santi et al. (2016). « Malaria in French Guiana Linked to Illegal Gold Mining ». In : *Emerging Infectious Diseases* 22.2, p. 344–346.

⁷C. J. Palmer et al. (2002). « HIV prevalence in a gold mining camp in the Amazon region, Guyana ». In : *Emerging Infectious Diseases* 8.3, p. 330–331. DOI : 10.3201/eid0803.010261.

⁸Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34; Alvarez-Berrios et Mitchell Aide (2015). « Global demand for gold is another threat for tropical forests », cf. note 30, p. 36.

⁹Alvarez-Berrios et Mitchell Aide (2015). « Global demand for gold is another threat for tropical forests », cf. note 30, p. 36.

¹⁰Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34.

¹¹Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules », cf. note 70, p. 11.

¹²Guyana Forestry Commission et Indufor (2013). *Guyana REDD + Monitoring Reporting & Verification System (MRVS). Year 3 Interim Measures Report*, cf. note 80, p. 12.

¹³J. R. Miller et al. (2003). « Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Mazaruni River Basins, Guyana », cf. note 5, p. 69.

¹⁴Ayala et al. (2013). *Small-Scale Gold Mining in the Amazon. The cases of Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Suriname*, cf. note 1, p. 69.

¹⁵K. MacDonald (2015). « The Geopolitics of Gold in Northern Amazonia ». In : *Extractive Industries and Society* 2015. DOI : 10.1016/j.exis.2016.02.012.

¹⁶Colonel Danede (2005). « L'or-paillage illégal ». In : *Antiane*, p. 20-21 ; Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

¹⁷M. M. Veiga (1997). *Artisanal Gold Mining Activities in Suriname*. Rapp. tech. December. Vancouver : United Nations Industrial Development Organization, p. 30 ; WWF Guianas (2012). *Living Guianas Report 2012*, cf. note 64, p. 54 ; Ayala et al. (2013). *Small-Scale Gold Mining in the Amazon. The cases of Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Suriname*, cf. note 1, p. 69 ; M. de Theije (2015). « Small-scale Gold Mining and Trans-frontier Commerce on the Lawa River ». In : *In and Out of Suriname. Language, Mobility and Identity*. Sous la dir. d'E. B. Carlin et al. Brill. Leiden. Chap. Chapter 3, p. 58-75. DOI : 10.1163/9789004280120.

¹⁸Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

¹⁹Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34.

²⁰Veiga (1997). Cf. note 17 ; WWF Guianas (2012). *Living Guianas Report 2012*, cf. note 64, p. 54.

²¹Theije (2015). Cf. note 17.

²²Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

The objective of the present study is thus to assess regional and national drivers of deforestation due to gold-mining in the Guiana Shield. Assessing gold-mining related deforestation is challenging ; both high spatial and temporal resolution data are needed to cope with its small geographical extent and high temporal variability. This has been recently made possible by the publication of yearly deforestation maps by Hansen et al.¹⁸ This work thus provides the first long term assessment of deforestation due to gold-mining over the Guianas.

First, aligned with the conclusions of Hammond et al.¹⁹ at the regional scale, we show that deforestation due to gold-mining is strongly correlated with gold prices, which brings the ability of local countries to efficiently control deforestation into question. Next, a focus on the national scale demonstrates vast differences between the West and East side of the study area. In the West, which consists of Guyana and Suriname, deforestation due to gold-mining has increased a lot during the period of interest. Alternatively, in the East side, which consists of French Guiana and Amapá, deforestation has stagnated due to stricter environmental policies. These results suggests that public policy is likely limiting the gold price effect. Finally, due to the predominantly informal status of gold-mining and the low accessibility of the areas in the rainforest where this practice occurs, deforestation leakages between adjacent territories may easily emerge, such as experienced in Brazil,²⁰ and affect national carbon balances. Assuming that the French repressive policy against illegal gold-mining is the main emerging constraint to gold-mining activity during the period of interest and that gold-miners were recently moving from French Guiana to Suriname such as indicated by Theije,²¹ we established a modelling framework able to estimate deforestation leakages which might have been caused by such change in the local political context. Focusing on the East-West contact area, *i.e.* the boundary between French Guiana and Suriname (Fig. 3.1), and based on an extended dataset covering close to 20 years of deforestation derived from existing maps by Hansen et al.²² and maps produced for the purpose of the present study, we estimated deforestation leakages between both countries. Under our model's assumptions, the repressive context in French Guiana and the absence of regional political cooperation for controlling the expansion of gold-mining might have contributed to substantial deforestation leakages from French Guiana to Suriname.

We conclude by discussing how gold-mining challenges some corner-stone principles of REDD+ and provide some recommendations for policy makers regarding the efficiency of current national policies against illegal gold-mining activity.

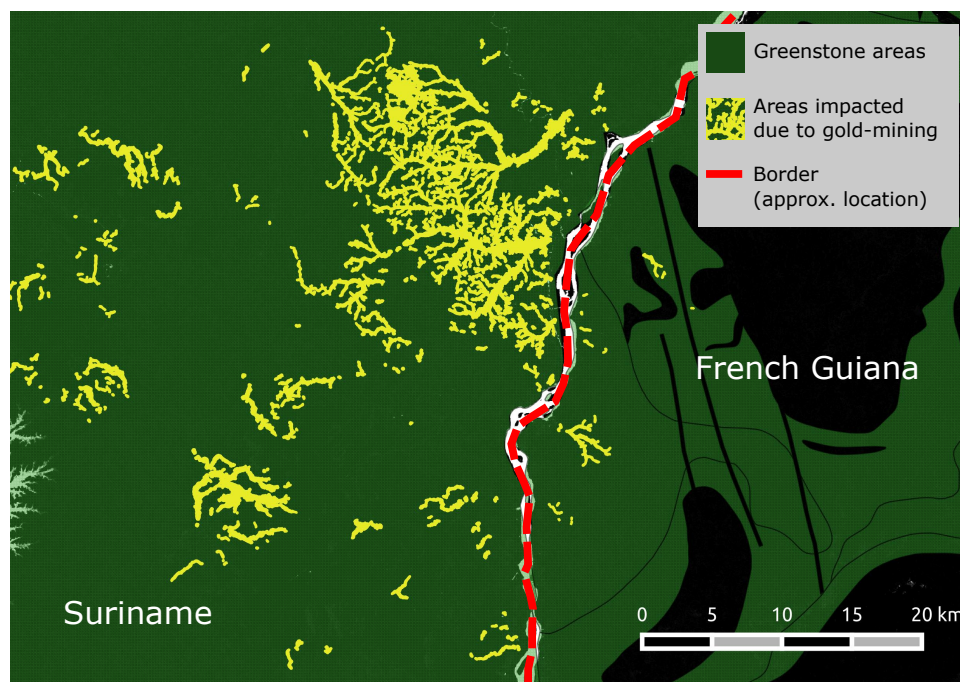


FIGURE 3.1 – Map of areas impacted by gold-mining in 2014 in French Guiana (right) and Suriname (left). This area corresponds to the blue window displayed in Figure 3.2. Greenstone areas are displayed in green and are present on both sides of the border. Although Greenstone seems less abundant on the French Guiana side, this difference is more likely to be explained by low-quality geological data in Suriname than to an effective difference in Greenstone richness between both countries. Yellow areas, corresponding to the impacts of gold-mining, are much more widespread on the Surinamese side of the border, highlighting the effects of restrictive environmental policy and giving more credibility to a deforestation leakage hypothesis.

3.3 Material and Methods

3.3.1 Study area

Our study area includes Guyana, Suriname, French Guiana and the Brazilian State of Amapá. These political entities cover an extent of approximately 600'000 sq. km of which more than 500'000 sq. km are dense tropical rainforests. Gold-mining is closely associated with the presence of a Greenstone formation²³ over the region (Figure 3.2).

Large scale operations coexist with artisanal small-scale gold-mining which is rarely restricted to a few workers using a gold pan. Typically most operations involve the use of excavators and motor-pumps. The introduction of these modern techniques by Brazilian “garimpeiros” radically modified mining operations.²⁴ Brazilian gold-mine workers spread in the Guiana Shield in the 1990's, when Brazil started to strictly regulate the mining sector.²⁵ They constitute a great majority of the gold-mining labour force in the Guianas, with estimates of 75% in Suriname and French Guiana.²⁶

²³Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34.

²⁴Veiga (1997). Cf. note 17.

²⁵Veiga (1997). Cf. note 17; WWF Guianas (2012). *Living Guianas Report 2012*, cf. note 64, p. 54.

²⁶M. Heemskerk et al. (2004). *Ma-roon perceptions of small-scale gold mining impacts, II. A survey in mining camps and affected communities in Suriname and French Guiana*. Rapp. tech. Paramaribo : WWF Guianas, p. 1–54.

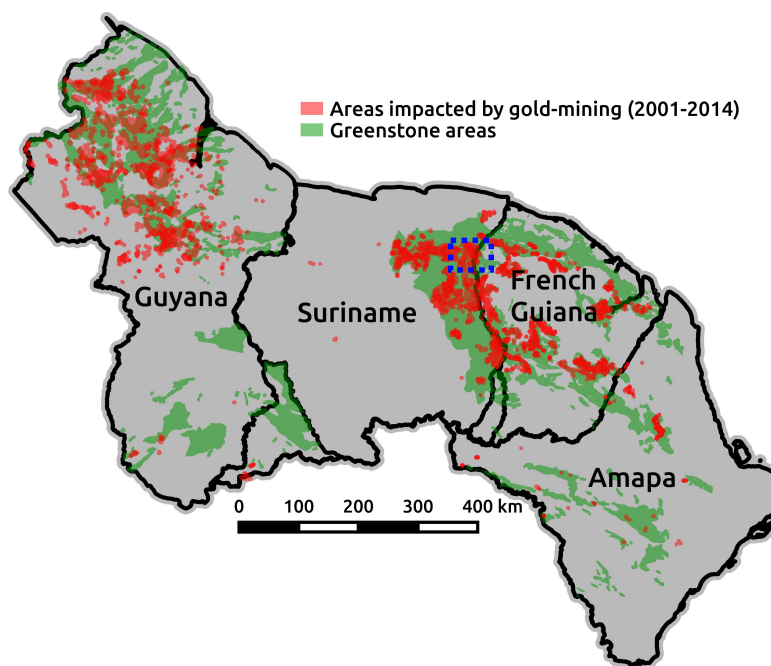


FIGURE 3.2 – Map of the area of interest which includes Guyana, Suriname, French Guiana and the Brazilian State of Amapá (left to right). Gold-bearing rocks called Greenstone are displayed in green. They concentrate most of the areas impacted by gold-mining in 2014 represented in red. Border conflicts between Guyana and Suriname, and Suriname and French Guiana cause an overlap in the southern parts of these countries. The blue window corresponds to the area covered by Figure 3.1.

3.3.2 Estimating annual deforestation due to gold-mining

Annual deforestation data was derived from deforestation maps by Hansen et al.²⁷ for 2001-2014. Expert-based assessments of areas impacted by gold-mining at the regional scale and at three points in time in 2000, 2008 and 2014,²⁸ in the form of GIS layers, were used to identify deforestation due to gold-mining and exclude other types of activities. Such studies were based on medium to high resolution images, ranging from 5 to 30 meters, consistent with the 30 meters resolution of the maps produced by Hansen et al.²⁹ A previous study by Alvarez-Berrios et Mitchell Aide³⁰ used MODIS images at 250 meters resolution and might identify small-scale gold-mining, which is dominant in the Guiana Shield, less accurately.³¹

To avoid excessive inter-annual variability in deforestation due to a potential lag between actual deforestation and its detection by satellites because of clouds, a moving average over three years was calculated and used in following models.

3.3.3 Large scale VS small scale gold-mining

As it is impossible to distinguish between industrial and artisanal mining from remote sensing data,³² we weren't able to make such

²⁷Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

²⁸Debarros et Joubert (2010). *Impact de l'activité aurifère sur le plateau des Guyanes. Rapport final*, cf. note 47, p. 43; Rahm et al. (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*, cf. note 68, p. 10.

²⁹Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

³⁰Alvarez-Berrios et Mitchell Aide (2015). « Global demand for gold is another threat for tropical forests », cf. note 30, p. 36.

³¹Rahm et al. (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*, cf. note 68, p. 10.

³²Ibid.

distinction. Using deforested patches size to differentiate large from small mining sites is biased because several neighbouring small mining sites may merge in time into a unique large deforested patch, while the fragmented pattern of gold-mining might represent a large mining site as a succession of small deforested patches. Another way of making this distinction would be to separate open mining pits, which often characterize large-scale mining operations run by multinational companies, from alluvial gold-mining more associated with artisanal activities. Using previously mentioned assessments of areas impacted by gold-mining over the Guiana Shield, we estimated that only about 1% of areas impacted by gold-mining corresponded to open pits likely to be associated with multinationals projects. Given this scarcity, potential biases caused by the contribution of large multinationals' projects are limited, in our opinion. As such, our study *de facto* mainly focuses on alluvial gold-mining, often designated as small-scale gold-mining even when covering several hectares, which we assumed to be operated by a homogeneous set of agents. Such a generalization is of course questionable but preferable under an unclear context. Even in French Guiana, where the level of enforcement is high and the distinction between illegal and legal activities is clear a priori, the existence of illegal mining sites very close to legal exploitation permits³³ raises the question of potential interactions between legal and illegal spheres.

3.3.4 Regional model of deforestation due to gold-mining

Hammond et al.³⁴ noted that gold production in the Guiana Shield during 1941-1990 was strongly and positively correlated with gold prices. Assuming that this correlation is still valid in the current context and that deforestation due to gold-mining is proportional to gold production, we modelled deforestation due to gold-mining over 2001-2014 using annual nominal gold-price as the unique explanatory variable. Gold-price was expected to be a strong driver of gold-mining activity, as small-scale gold-miners are usually paid in gold and use it as a means of payment.³⁵ The log-normal regional model was formulated as follows :

$$Def_t \sim \ln N(\alpha_0 \times Value_t^{\alpha_V}; \sigma_{reg}^2)$$

where Def_t is the deforestation due to gold-mining over the Guiana Shield at year t in thousands hectares. α_0 and α_V are the model's parameters which we estimated. $Value_t = GoldPrice_t - \min(GoldPrice)$, where $GoldPrice_t$ is the mean annual international nominal gold price on global markets at year t , obtained from internet³⁶, and $\min(GoldPrice)$ is the minimum gold price observed over the period of interest, here corresponding to gold price in 2000. We assumed no time lag between changes

³³V. Gond et C. Brognoli (2005). « Télédétection et aménagement du territoire : localisation et identification des sites d'orpaillage en Guyane française ». In : *Bois et Forêts des Tropiques* 286.4, p. 5–13.

³⁴Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34.

³⁵M. Heemskerk (2010). *The Gold Marketing Chain in Suriname*. Rapp. tech. Paramaribo : WWF Guianas, p. 1–98.

³⁶<http://onlygold.com/Info/Historical-Gold-Prices.asp>

in gold prices and associated deforestation at a yearly temporal resolution. This is because gold miners are likely to adapt quickly to changing prices. Moreover, as previously mentioned, a moving average over three years was calculated for annual deforestation due to gold-mining. For a better modelling consistency, this averaging was also applied to gold prices. This may also tend to hide any time lag between increasing gold prices and increasing deforestation.

From an economic point of view, miners might be more interested in the actual gold price instead of the difference between average gold price at year t and gold price at a reference point in time, as we used here. On the contrary, one could argue that economic agents reacts more to differences than to absolute values since differences partially indicate changes in the cost-benefit ratio of gold extraction. From a modelling point of view, using such a difference is more robust; the intercept α_0 corresponds to the amount of deforestation due to gold-mining when prices reached their lowest value during 2001-2014. On the contrary, directly using $GoldPrice_t$ as the explanatory variable would make α_0 uninterpretable, corresponding to the value of deforestation due to gold-mining when gold prices reach a hypothetical null value.

3.3.5 Testing for a country effect

In the previous section, we assumed a regional determination of deforestation due to gold-mining, with no focus on where miners choose to settle. While they seek to maximize profit, a null hypothesis might assume no difference in production costs between the countries considered, implying that gold miners would spread randomly over the Greenstone Belt. This is supported by the homogeneity in the origin of the labor force mostly coming from a few poor Brazilian States³⁷ and a lack of border controls.³⁸ Although such a hypothesis is naïve given the higher level of control of gold-mining in French Guiana and Amapá, as mentioned in our introduction, this simple model allows to test for significant differences between countries with respect to the link between gold price and deforestation.

³⁷Heemskerk et al. (2004). *Maroon perceptions of small-scale gold mining impacts, II. A survey in mining camps and affected communities in Suriname and French Guiana*, cf. note 26, p. 71; M. de Theije (2007). « Insegurança próspera : As vidas dos migrantes brasileiros no Suriname ». In : *Revista antropológica* 18.1, p. 71–93.

³⁸Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

Estimating national intrinsic gold-mining potential

Under such hypothesis, all other things being equal, more gold-miners are likely to settle in countries with larger Greenstone areas, so that we used the extent of Greenstone in million hectares as a proxy for the national mining potential. Shapefiles for Greenstone areas were manually digitized using the geological map produced by the Guyana Geology and Mines Commission in Guyana; obtained from the Surinamese forest office (SBB) in Suriname; from the French Geological Survey (BRGM) in French

Guiana; and provided by the Scientific and Technological Research Institute (IEPA) in Amapá. Some Greenstone areas are likely to be more accessible by roads or rivers than others; however, we didn't consider this remoteness effect. Indeed, the presence of gold-mining activities in very remote areas, or of remains of the past exploitation of balata gum several kilometers away from any navigable river in French Guiana,³⁹ tend to indicate that the tenacity of those exploiting the natural resources overcomes any accessibility issue.

A more complete estimator of gold-mining potential was constructed based on spatial modelling, considering not only the presence of Greenstone but also the proximity to rivers which by definition are indispensable to alluvial gold-mining.⁴⁰ Based on this spatial model, a value of gold-mining potential was estimated for every pixel of the area of interest, the sum of all pixels over each country providing a national index of gold-mining potential. However, this index was correlated with the national extent of Greenstone ($R^2 > 0.97$). We thus assumed that this latter variable provided a simple and straightforward proxy to estimate the mining potential. Details about this modelled gold-mining potential are described as Supplementary Materials (3.8.1).

Other variables might seem relevant to explain the intensity of deforestation such as poverty level or the lack of better job opportunities in each of the four entities considered, which were the two major motivations given by gold-miners in a survey by Heemskerk.⁴¹ However, given that a great majority of gold miners are Brazilian,⁴² mostly coming from the poor States of Pará and Maranhão,⁴³ we excluded those variables in this study. Indeed, if unemployment and poverty in Guyana, Suriname, French Guiana or Amapá could give incentives to local populations to involve in gold-mining, the omnipresence of Brazilian miners indicates that the economic situation of the States from which they emigrate is probably more relevant than the economic indicators corresponding to the political entities of the Guianas.

National model of deforestation due to gold-mining

The model of deforestation due to gold-mining considering country effect was nested into the regional model and formulated as follows :

$$Def_{t,c} \sim \ln \mathcal{N}(\beta_{0,c} \times Value_t^{\beta_{v,c}} \times GMPotential_c; \sigma_{nat}^2)$$

where β are the estimated model's parameters, with an additional index c corresponding to each individual country or political entity : Guyana, Suriname, French Guiana or Amapá, and $GMPotential_c$ is the extent of Greenstone in country c in million hectares.

³⁹Parc Amazonien de Guyane (2015). *Itoupé 2010. Les cahiers scientifiques du Parc Amazonien de Guyane*. Rapp. tech. 1. Cayenne : Parc Amazonien de Guyane, p. 245.

⁴⁰C. Dezécache et al. (2017b). « Moving forward socio-economically focused models of deforestation ». In : *Global Change Biology*. DOI : 10.1111/gcb.13611.

⁴¹M. Heemskerk (2002). « Livelihood Decision Making and Environmental Degradation : Small-Scale Gold Mining in the Suriname Amazon ». In : *Society & Natural Resources* 15, p. 327–344. DOI : 10.1080/089419202753570819.

⁴²Heemskerk et al. (2004). *Ma-roon perceptions of small-scale gold mining impacts, II. A survey in mining camps and affected communities in Suriname and French Guiana*, cf. note 26, p. 71.

⁴³Theije (2007). Cf. note 37.

3.3.6 Deforestation leakages between French Guiana and Suriname

The contribution of law enforcement against illegal mining

In addition to the widespread presence of Greenstone and Brazilian miners in the Guiana Shield, a necessary refinement of the previous models presented above should include the contribution of law enforcement which limits the expansion of illegal gold-mining. Indeed, the launch of multiple military operations against illegal gold-mining since 2002 in French Guiana radically changed the political landscape with respect to gold-mining in the Guiana Shield,⁴⁴ while informal gold-mining remains largely uncontrolled in Suriname and Guyana.⁴⁵

We thus hypothesized that the main emerging constraint to small-scale informal gold-production during the period of interest was the cost associated with the military repression against illegal gold-mining in French Guiana. This policy hinders gold-miner profits, which are reduced by gold seizure, and increase production costs with the destruction of production factors which need to be replaced. As an example, in 2004, the total value of gold and production factors seized reached 16 million euros corresponding to the value of 1'800 kilograms of gold.⁴⁶ Based on the experience of movements of gold-miners from Brazil to French Guiana observed in the 90's, especially after the violent repression of gold-miners by Brazilian police in the Serra Pelada mine,⁴⁷ we made the assumption that a same movement was occurring between French Guiana and neighbouring Suriname due to the repressive policy launched in 2002 in French Guiana. Such a hypothesis is also supported by the literature, indicating recent migrations streams between gold fields of French Guiana and Suriname in response to stronger law enforcement and repression.⁴⁸ Although leakages can also affect Guyana, we considered that the accessibility of Surinamese mining areas from French Guiana by just crossing the Maroni River supported our choice to assume the existence of leakages from French Guiana to Suriname only. By leakages, we consider here deforestation which would have occur in French Guiana but occurs in Suriname due to the movement of gold miners in response to the French repressive policy against illegal gold-mining.

Leakages model

The model of deforestation due to gold-mining and leakages between Suriname and French Guiana was formulated as follows :

$$Def_{t,c} \sim \ln \mathcal{N}(\gamma_{0,c} \times Value_t^{\gamma^V} \times I_c \times Repression_t^{\gamma^R}; \sigma_{leak}^2)$$

⁴⁴Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

⁴⁵MacDonald (2015). « The Geopolitics of Gold in Northern Amazonia », cf. note 15, p. 70.

⁴⁶Colonel Danede (2005). « L'or-paillage illégal », cf. note 16, p. 70.

⁴⁷Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

⁴⁸Theije (2015). « Small-scale Gold Mining and Trans-frontier Commerce on the Lawa River », cf. note 17, p. 70.

where γ are the model's parameters. $Repression_t$, the scaled number of illegal miners' shelters destroyed by the army in French Guiana (see Supplementary Materials 3.8.2 for more details on the construction of this variable) was used as a proxy for the intensity of the repressive policy. In order to take into account the inertia of the repressive effect, *i.e.* the fact that an intense repression a given year might deter new gold-mining activities for some years later, $Repression_t$ was averaged over a three-year period, between $t - 2$ and t . This three-year period was chosen based on preliminary models' results, giving better statistical significance than shorter or longer periods. I_c is a dummy variable taking value -1 for French Guiana and $+1$ for Suriname. This variable considers the negative expected effect of repressive policies on deforestation due to gold-mining in French Guiana, and positive in Suriname. Gold-mining potential was similar in both countries and was excluded from the model. In the absence of military repression, we hypothesized a similar relationship between prices and deforestation in both countries, which explains the unique parameter γ_V used for both French Guiana and Suriname.

This model assumes a multiplicative effect of the French repressive policy, as shown by the use of multiplication signs. In concrete terms, we assume that changing policies are not displacing a certain amount of gold-mining activity from a country to another symmetrically, which would be expressed in an additive model, but rather translocating the whole process from French Guiana to Suriname, provoking an amplification of gold-mining in the later. Although questionable, such a hypothesis is credible considering that more gold-miners emigrating might create opportunities for economies of scale and more intense logistic flows of production factors, provoking non-linear changes in gold-mining activity.

After setting $Repression_t$ to 0 for each year, we could estimate a counter-factual scenario, in a similar way as a reference scenarios could be built to estimate avoided deforestation under a REDD+ like mechanism.

Extending the dataset from 1996

To test the hypothesis of deforestation leakages between Suriname and French Guiana, we extended the deforestation dataset to include the range 1996-2000 for both countries. This allowed us to know more about what was occurring before the beginning of the repressive policy.

67 Landsat 5 scenes were used, covering the extent of gold-mining areas in 2000. Forest cover was classified using Random Forest algorithm,⁴⁹ known for its good accuracy.⁵⁰ Forest cover maps were built for 1996, 1997, 1998 and 1999, and compared to create yearly deforestation maps until 2000. More details on the

⁴⁹Breiman (2001). « Random forests », cf. note 109, p. 22.

⁵⁰C. Grinand et al. (2013). « Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier ». In : *Remote Sensing of Environment* 139, p. 68–80. DOI : 10.1016/j.rse.2013.07.008.

TABLE 3.1 – Priors and estimators of the models' parameters. Priors distributions are uniform, denoted $U(a, b)$, a and b corresponding to the lower and upper bounds of each distribution respectively. Indices A , FG , G and S stand for Amapá, French Guiana, Guyana and Suriname respectively. σ is the standard deviation of each model. Start values are used in the first iteration of the Metropolis loop, with a jump value indicated between parentheses corresponding to the standard deviation of the proposal function. The parameters estimators listed are the one maximizing the likelihood of the models, with corresponding 95% confidence intervals indicated between bracket.

Model	Parameter	Prior	Start value (jumps)	Estimator	95% CI
Regional	α_0	$U(0, 5)$	1(0.1)	0.63	[0.53; 0.71]
	α_V	$U(0, 5)$	1(0.25)	1.83	[0.65; 2.03]
	σ_{reg}	$U(0, 10)$	1(0.01)	0.09	[0.08; 0.18]
National	$\beta_{0,A}$	$U(-5, 5)$	0.5(0.05)	-3.86	[-4.02; -3.73]
	$\beta_{0,FG}$	$U(-5, 5)$	0.5(0.05)	-0.92	[-1.10; -0.80]
	$\beta_{0,G}$	$U(-5, 5)$	0.5(0.05)	-2.17	[-2.34; -2.02]
	$\beta_{0,S}$	$U(-5, 5)$	0.5(0.05)	-1.40	[-1.59; -1.29]
	$\beta_{V,A}$	$U(-5, 5)$	0.5(0.1)	0.32	[0.03; 0.61]
	$\beta_{V,FG}$	$U(-5, 5)$	0.5(0.1)	-0.78	[-0.94; -0.38]
	$\beta_{V,G}$	$U(-5, 5)$	1(0.1)	2.47	[2.16; 2.76]
	$\alpha_{V,S}$	$U(-5, 5)$	1(0.1)	2.21	[1.95; 2.55]
	σ_{nat}	$U(0, 10)$	0.5(0.01)	0.16	[0.15; 0.22]
Leakages	$\gamma_{0,FG}$	$U(-10, 10)$	0.5(0.1)	-0.58	[-0.75; -0.41]
	$\gamma_{0,S}$	$U(-10, 10)$	0.5(0.1)	-0.18	[-0.35; 0.01]
	γ_V	$U(0, 10)$	0.1(0.1)	0.88	[0.62; 1.15]
	γ_R	$U(0, 10)$	0.1(0.1)	1.25	[0.88; 1.61]
	σ_{leak}	$U(0, 10)$	1(0.05)	0.28	[0.25; 0.39]

methodology used for forest cover classification and to ensure homogeneity with the Hansen dataset are provided as Supplementary Materials (3.8.3).

3.3.7 Bayesian inference

The models parameters described above were estimated using Bayesian inference in a MCMC scheme. Compared to frequentist inference, this allowed us to restrict the range and distribution of values of each parameter to realistic intervals. Priors are given in Table 3.1. 50'000 iterations were computed for each model. 10'000 runs were excluded as burning periods.

All data processing was accomplished via the free and open-source softwares GRASS GIS,⁵¹ QGIS⁵² and R.⁵³

3.4 Results

3.4.1 Regional model of deforestation due to gold-mining

Gold price is a very strong predictor of deforestation due to gold-mining (Table 3.1). Deforestation at the regional scale was

⁵¹GRASS Development Team (2015). *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*, cf. note 114, p. 25.

⁵²QGIS Development Team (2009). *QGIS Geographic Information System*. URL : [http : //qgis.osgeo.org/](http://qgis.osgeo.org/).

⁵³R Core Team (2015). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*, cf. note 113, p. 25.

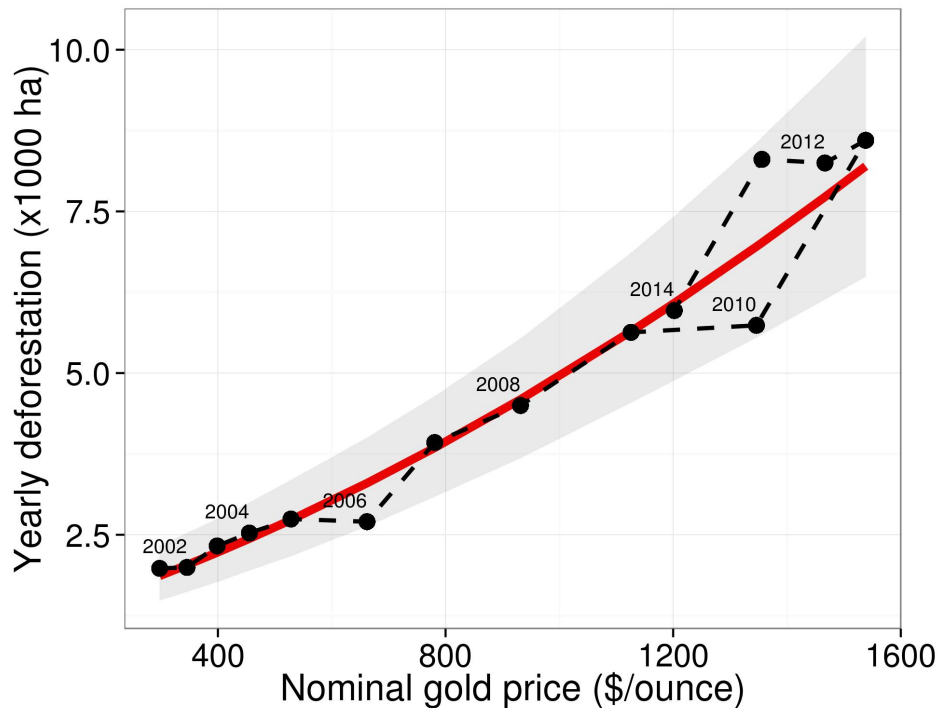


FIGURE 3.3 – Figure 3 - Graphical representation of the regional model of yearly deforestation due to gold-mining over the Guiana Shield in linear scale for the period 2001-2014. Yearly deforestation and mean annual nominal gold price were averaged over a three-year window. Black dots are observed values displayed along a temporal trajectory, associated with corresponding labels for even years, showing a strong increase in deforestation with increasing gold prices followed by a sharp decrease in both deforestation and gold prices at the end of the period. Mean predictions correspond to the red regression line and the gray envelope display the 95% confidence interval.

close to 2'000 hectares per year when gold prices were below 400 USD/ounce, and reached values higher than 8'000 hectares annually when prices peaked around 2012. The relationship between both variables is dynamic and valid not only when prices were increasing but also when they sharply decreased at the end of the period (Figure 3.3). Larger variability in deforestation is observed at the end of the period of interest when gold prices reached 1'300-1'400 USD/ounce. However, this result remained within the 95% confidence interval of our model.

3.4.2 National model of deforestation due to gold-mining

Country effects are statistically significant and different between each other, except between Suriname and Guyana, showing a great heterogeneity in the relationship between gold price and national deforestation due to gold-mining (Table 3.1). This relationship is particularly strong in both Suriname ($\beta_{V,S} = 2.21[1.95; 2.55]$) and Guyana ($\beta_{V,G} = 2.47[2.16; 2.76]$), weak in Amapá ($\beta_{V,A} = 0.32[0.03; 0.61]$) and negative in French Guiana

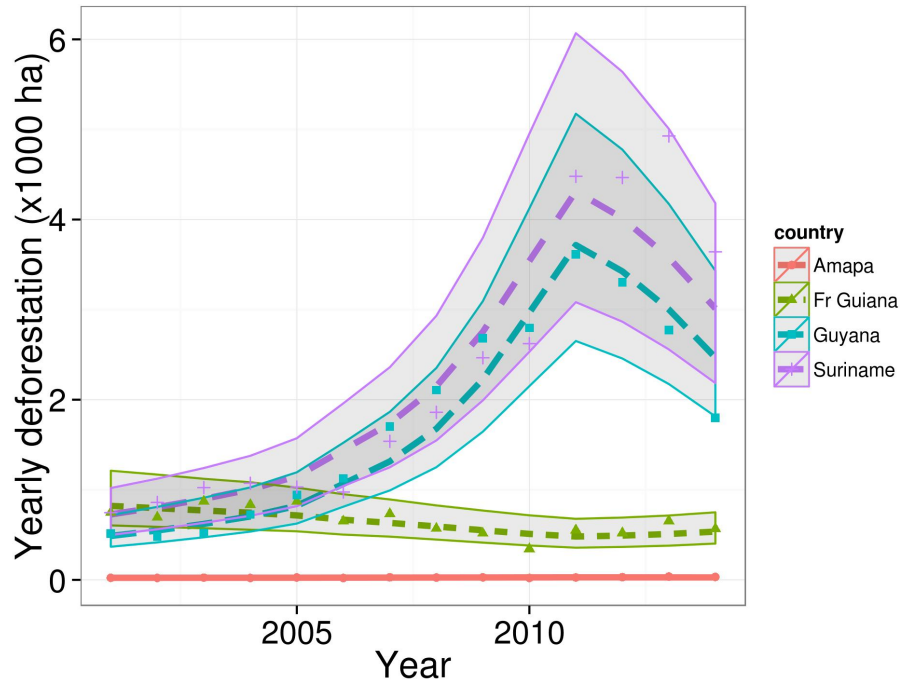


FIGURE 3.4 – Graphical representation of the national model of yearly deforestation due to gold-mining for 2001-2014. Yearly deforestation and mean annual nominal gold price were averaged over a three years window. Dots correspond to observed values per country, mean predictions correspond to the regressions line associated with a 95% confidence intervals envelope. In Suriname and Guyana, deforestation increased sharply until 2011, boosted by increasing gold-prices, and suddenly dropped when prices started to decrease sharply. This result is contrary to Amapá and French Guiana where deforestation remained at low values during the whole period.

($\beta_{V,FG} = -0.78[-0.94; -0.38]$) (Figure 3.4). In Suriname and Guyana, deforestation increased massively until 2011, boosted by gold-prices, and suddenly dropped when prices sharply decreased.

3.4.3 Case study : deforestation leakages from French Guiana to Suriname

γ_R , the parameter associated with the military repression, is statistically significant and positive (Table 3.1), provoking a decrease in deforestation due to gold-mining in French Guiana and an increase in Suriname.

After removing the part of the model associated with the repressive policy, we could estimate deforestation due to gold-mining in both countries under a hypothetical scenario in which no military repressive policy was launched. Under our modelling hypothesis, policy changes avoided the deforestation of approx. 4'300 hectares in French Guiana over 1996-2014 and increased it by approx. 12'100 hectares in Suriname (Figure 3.5).

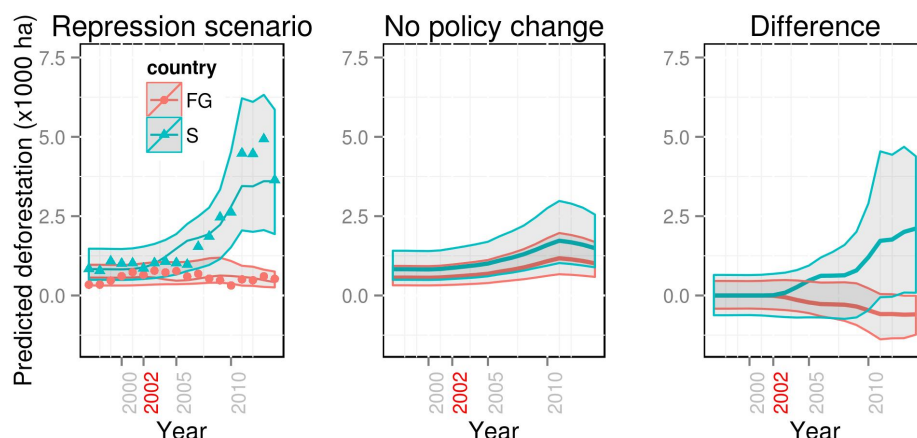


FIGURE 3.5 – Results of the leakages model calibrated over French Guyana (FG, red) and Suriname (S, blue) over the period 1996-2014. Year 2002, in red, indicates the beginning of the repressive policy against illegal gold-mining in French Guiana. Predicted and observed deforestation under the historical repressive context (left), predictions under a no-policy-change scenario (middle) and the difference between both previous graphs measuring the amount of deforestation leakages (right, negative values indicate a deforestation “export” while positive values correspond to a deforestation “import”) are displayed, associated with corresponding 95% confidence intervals.

3.5 Discussion

3.5.1 Methodological limitations : the importance of theoretical leakages models formulation

Our leakages model assumed a multiplicative effect of the repressive policy on deforestation. This choice has crucial consequences, meaning that repression is not displacing a fraction of gold-mining activity from French Guiana to Suriname, but exporting the whole process. This explains why the estimated decrease in deforestation in French Guiana and increased deforestation in Suriname are not symmetrical; thus contributing to an amplification of gold-mining in Suriname. This choice may overestimate the effect of repression and underestimate the effect of gold prices. Moreover, multiple leakages are likely to occur in the absence of any border controls, not only to Suriname.

Explanatory variables choice is also critical. Characterizing the intensity of a repressive policy only by counting the number of shelters destroyed is a simplification of the occurring processes. Indeed, this number is not only a function of the intensity of the repressive effort, but also of the number of illegal mining sites under activity or their accessibility.

Finally, in French Guiana, illegal gold-miners tend to exploit smaller alluvial sites or convert to primary gold production⁵⁴ which are more difficult to detect by the authorities and provoke less deforestation. Under such repressive context, the link between deforestation and the level of gold-mining activity gets

⁵⁴Parc Amazonien de Guyane (2014). *Suivi hélicopté de l'évolution de l'orpaillage illégal*. URL : <http://www.parc-amazonien-guyane.fr/les-actions/protection-des-patrimoines-naturels/lutte-contre-orpaillage-illegal/>.

unclear, and deforestation could decrease even if the same number of gold miners are present, provoking biases in deforestation leakages estimation. For those reasons, we emphasize the need to carefully build leakages models and to interpret the results of our model with care. Field studies could contribute to more precise assessment of the magnitude of deforestation leakages, especially regarding the origin of gold miners in Suriname, while the repressive context in French Guiana *de facto* limits access to illegal mining sites.

3.5.2 Gold-mining : a challenging case study for REDD+ implementation

All the countries considered in the present study are interested in REDD+ projects. Guyana signed a commitment with Norway to limit its deforestation rates below 0.275% annually.⁵⁵ Suriname's Readiness Preparation Proposal was recently approved by the World Bank.⁵⁶ French Guiana, as part of an Annex I country, is not eligible for REDD+, but a domestic project could be an alternative approach.⁵⁷ Amapá is also in a specific situation as part of Brazil, but sub-national projects are under construction.⁵⁸ However, our conclusions question three corner-stones of REDD+ : additionality, *i.e.* the proof that avoided deforestation would not have occurred in the absence of any deforestation reduction mechanism, permanence or the guarantee that lands where deforestation was avoided will not be deforested later, and leakages.⁵⁹

Reference scenarios formulation, from which avoided deforestation is estimated, is a major challenge in implementing REDD+.⁶⁰ But formulating a baseline when deforestation is dependent on volatile gold prices is risky. As gold-prices sharply decreased after 2012, deforestation due to gold-mining adjusted downward quasi-instantaneously in Guyana and Suriname : lower deforestation can stem from a less profitable financial context in the absence of efforts, thus contradicting the additionality principle. On the contrary, extremely high prices can limit the efficiency of policies that aim to controlling gold-mining and provoke non-permanence of carbon credits. Indeed, the current repressive policy in French Guiana seems weak by being very careful about protecting the human rights of illegal miners, and thus represents a low threat to them.⁶¹ It is probably unable to ensure long-term forest protection in case of decreased political willingness to eradicate illegal gold-mining or ever increasing gold prices which would increase the opportunity cost of abandoning gold-mining. On the contrary, the repression of gold-mining in Brazil in the 90's seems still to be effective in deterring miners to exploit gold in Amapá. Little is known about this Brazilian policy, but violent military interventions by the military police were reported, such as in the Serra Pelada mining pit in Pará State, where several small-scale miners were killed.⁶² Besides its long-term efficiency, it is thus

⁵⁵Karsenty et Ongolo (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism », cf. note 85, p. 14.

⁵⁶Kanten et al. (2013). *Readiness Preparation Proposal (R-PP) - For Country : Suriname*, cf. note 82, p. 13.

⁵⁷M. Wemaëre (2014). *Options approche type REDD+ en Guyane Française*. Cayenne. URL : <https://reddguyanashield.files.wordpress.com/2014/09/prc3a9sentation-options-prc3a9liminaires-redd-guyane-franc3a7aise-ored-d-cayenne-12-09-14.pdf>.

⁵⁸Guadalupe Gallardo (2014). « Análise espacial e econômica do desmatamento para subsidiar estratégias de REDD+ no Amapá, Amazônia », cf. note 81, p. 13.

⁵⁹Oosterzee et al. (2012). « iREDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of leakage, permanence and additionality », cf. note 20, p. 4.

⁶⁰Huettner et al. (2009). « A comparison of baseline methodologies for 'Reducing Emissions from Deforestation and Degradation' », cf. note 35, p. 6.

⁶¹Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

⁶²W. Hoogbergen et D. Kruijt (2004). « Gold, Garimpeiros and Maaroons : Brazilian Migrants and Ethnic Relationships in Post-War Suriname ». In : *Caribbean Studies* 32.2, p. 3-44; Memorial da Democracia (2016). *Polícia Militar mata garimpeiros no Pará*. URL : <http://www.memorialdademocracia.com.br/card/policia-militar-mata-garimpeiros-no-para>.

very unlikely and undesirable that such a policy would be applied elsewhere. Finally, leakages make baseline even more unreliable, due to the multiple interactions between national environmental policies.

3.5.3 The need for a regional policy against illegal gold-mining

Our national model of deforestation due to gold-mining showed a negative relationship between deforestation due to gold-mining and gold prices in French Guiana. This is likely explained by the repressive policy against illegal gold-mining. In Amapá, the corresponding coefficient is close to zero. As such, the gold-rush observed in the Guiana Shield is mainly driven by increasing mining pressures in Guyana and Suriname in response to increasing gold prices.

Due to the difficulty of controlling the borders within the Guiana Shield in remote and forested areas, the existence of refuge for gold-miners in countries where no strict law exists impedes local policy to have an impact at a supra-national level, contributing to a permanence of logistic flows, *i.e.* illegal transportation of gasoline, mercury or other production factors, to countries where law enforcement is stronger, such as observed between Suriname and French Guiana.⁶³ In an opposite direction, massive gold smuggling from Guyana and French Guiana to Suriname are suspected⁶⁴ due to more favourable taxations in the latter. A displacement of the activity to a neighbouring country is costly in response to stricter law enforcement, but this increased cost is probably too small to completely deter gold-miners from working. A regional policy is the only efficient option for a long-term solution to avoid the devastating consequences of illegal gold-mining, which forms part of the official political agenda of all the countries in our study area.⁶⁵

Whether it is undertaken for forest carbon preservation within centralized REDD+ projects or to limit the broader environmental, health and social impacts of gold-mining, this policy should embody the complexity of the network of economic agents involved and existing cross-sectoral linkages between gold-mining and other forest uses.⁶⁶ Police cooperation agreements were signed between Suriname and French Guiana, and French Guiana and Brazil in 2008, but differences in the legal frameworks and the opposition of local politicians as in Amapá are slowing down cooperation.⁶⁷ Although control and repressive policies are necessary and urgently needed to avoid more environmental disasters, a focus should be given to the preservation and enhancement of the livelihoods of local populations, taking into account their preferences while ensuring sustainable alternative jobs creation.⁶⁸ Such a policy should also encompass neighbouring Brazilian States. Indeed, if

⁶³Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

⁶⁴Heemskerk (2010). *The Gold Marketing Chain in Suriname*, cf. note 35, p. 73.

⁶⁵Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

⁶⁶M. Hiron (2013). « Mining in Ghana's forests : cross-sectoral linkages and the prospects for REDD ». In : *International Development Planning Review* 35, p. 283–302. DOI : 10.3828/idpr.2013.18.

⁶⁷Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44; WWF (2014). *Accord France-Brésil de lutte contre l'or illégal : Une situation au point mort*. URL : <http://www.wwf.fr/?3880/Accord-France-Bresil-de-lutte-contre-lor-illegal> - Une - situation - au - point - mort (visité le 01/06/2016).

⁶⁸M. Hiron (2011). « Locking-in carbon, locking-out livelihoods? Artisanal mining and REDD in Sub-Saharan Africa ». In : *Journal of International Development* 23, p. 1140–1150. DOI : 10.1002/jid.arXiv : 0610136v3 [hep-th].

⁶⁹Heemskerk et al. (2004). *Maroon perceptions of small-scale gold mining impacts, II. A survey in mining camps and affected communities in Suriname and French Guiana*, cf. note 26, p. 71.

⁷⁰Heemskerk et al. (2004). *Maroon perceptions of small-scale gold mining impacts, II. A survey in mining camps and affected communities in Suriname and French Guiana*, cf. note 26, p. 71; E. Legg et al. (2015). *Small-Scale Gold Mining Related Mercury Contamination in the Guianas : A Review*. Rapp. tech. Paramaribo : WWF Guianas, p. 1–61.

⁷¹Theije (2007). « Insegurança próspera : As vidas dos migrantes brasileiros no Suriname », cf. note 37, p. 74.

local Maroon communities are involved in gold-mining directly or indirectly,⁶⁹ a large majority of gold-miners are Brazilians, with estimates between 65 and 75%,⁷⁰ 90% of them coming from the rural States of Pará and Maranhão in Northern Brazil.⁷¹ This deagrarianisation situation and seasonal migrations adds even more complexity to the gold-mining issue in the Guianas and elsewhere, but must be dealt with by governments and the international community in order to provide efficient ways of limiting environmental degradation and resulting carbon emissions.

3.6 Conclusion

Gold-mining is an increasing threat to the yet undisturbed tropical forests of the Guiana Shield. Using recently published deforestation maps at high temporal and spatial resolutions, we showed a strong association between gold prices and deforestation due to gold-mining at the regional scale. Although this correlation is worrisome for the implementation of appropriate policies on the longer term due to prices volatility, the variability of the response to price changes among the four political entities considered indicates that a strong political willingness to limit the uncontrolled expansion of informal or illegal gold-mining can be locally effective. However, in the absence of regional cooperation, the existence of deforestation leakages, for which estimates are provided for the first time in this study, greatly reduces the overall performance of isolated national policies. Such leakages are a critical obstacle to the implementation of REDD+ mechanism, but reinforce the need to fully assess the complexity of the socio-economic processes leading to deforestation and to ensure sustainable livelihoods to local populations, which is a necessary pre-requisite to the additionality and permanence of eventual carbon credits.

3.7 Acknowledgments

We thank the handling editor and the anonymous reviewers for their comments on a previous version of this manuscript. This study is part of a PhD project funded by the French Ministry of Research and was supported by the REDDp for the Guiana Shield project, itself granted by the FFEM, the Région Guyane, the European Union and the Interreg Caraïbes program. It was also part of the GFclim project funded by the PO-Feder Région Guyane (FEDER 2014–2020, Project GY0006894). Finally, this work benefited from an ‘Investissement d’Avenir’ grant managed by the Agence Nationale de la Recherche (CEBA, ref ANR- 10-LABX-0025).

TABLE 3.2 – Geographical variables included in the gold-mining potential estimation model.

Variable	Resolution	Approx. range	Remarks	Source
Distance to Greens-tone	150 m	0-65 km	Gold-bearing rocks	*See below
Distance to nearest stream following Strahler classification			Following Horton (1945); Strahler (1952)	Based on SRTM30 (USGS, 2000)
-Order 1-3	150 m	0-2 km		
-Order 4-6	150 m	0-15 km		
-Order 7 and +	150 m	0-120 km		
Distance to nearest road	150 m	0-170 km		**See below
Protected Areas	30 m	Binary	Only integral protection	**See below

3.8 Supplementary Materials

3.8.1 Spatial model of the national gold-mining potential

In order to estimate this potential, we sampled 50’000 pixels deforested due to gold-mining over 2001-2014 and the same amount of not deforested pixels, and associated each pixel with corresponding values of six spatial environmental explanatory variables strongly associated with the location of gold-mining activities (Table 3.2).

*The shapefiles for Greenstone areas were manually digitized following the geological map produced by the Guyana Geology and Mines Commission (http://www.ggmc.gov.gy/Documents/PDF/GeoServices/guy_geol.pdf) in Guyana ; obtained from the Surinamese forest office (SBB) in Suriname ; obtained from French Geological Survey (BRGM) in French Guiana ; and provided by the Scientific and Technological Research Institute (IEPA) in Amapá. **Shapefiles of protected areas and road network were provided respectively by Forest offices in Guyana (GFC), Suriname (SBB), French Guiana (ONF) and Amapa (IEF).

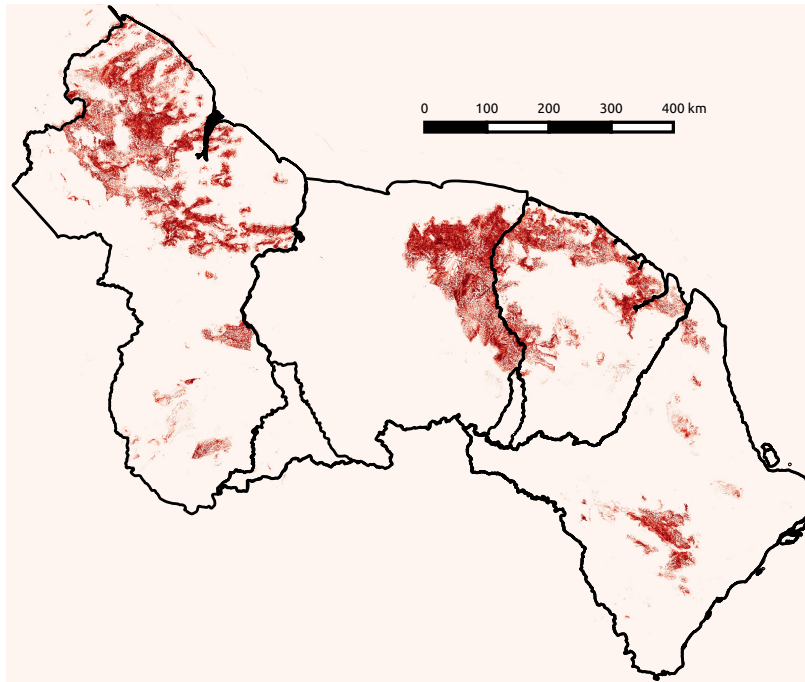


FIGURE 3.6 – Deforestation risk map due to gold-mining over the Guiana Shield, based on the results of the Random Forest model. Deforestation risk is represented as a scale of reds, light red corresponds to areas of low/absent deforestation risk while dark red indicates areas of high risk of deforestation due to gold-mining. At large scale, the spatial pattern of deforestation risk is mainly determined by distance to Greenstone areas, whereas at smaller scale distance to small streams is a strong determinant. Border conflicts between Guyana and Suriname, and Suriname and French Guiana cause an overlap in the southern parts of these countries.

This dataset was used to calibrate a Random Forest model (Breiman 2001) predicting the spatial risk of deforestation due to gold-mining as a function of the previously mentioned spatial environmental variables. A deforestation risk map due to gold-mining per pixel over the whole region, ranging between 0 and 1, was then computed based on this model (Figure 3.6).

National gold-mining potential was estimated as the sum of all pixel deforestation risk value over each country. The correlation coefficient between this estimated national gold-mining potential and the Greenstone area used in the manuscript as a proxy for the gold-mining potential was of 97%, indicating that total Greenstone area was a good proxy for the gold-mining potential.

3.8.2 Illegal gold-mining repression variable

As no extended report concerning military interventions against illegal gold-mining in French Guiana was published yet, data concerning the amount of illegal miners shelters destroyed each year during these interventions had to be taken from different sources. Data for 2002 and 2003 was found in Colonel Danede.⁷² Data for 2004-2010 was found in Rohan et al.,⁷³ although the results are partial for 2009 and 2010. A complete estimation for 2010 was found in : <https://www.maximini.com/fr/news/guadeloupe/societe/harpie-un-bilan-encourageant/> (web-page not available anymore). Although it was not a primary source of information, the value found there was used instead of the partial results previously mentioned. Data from 2011 to 2013 was found in a presentation given by the Prefecture of French Guiana (available at : <http://www.guyane.pref.gouv.fr/content/download/2210/13790/file/Lutte>). In the absence of data for 2014, we assumed that the number of shelters destroyed was the same as in 2013. As no repressive policy existed before 2002, we assumed that the number of shelters destroyed was null.

⁷²Colonel Danede (2005). « L'or-paillage illégal », cf. note 16, p. 70.

⁷³Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

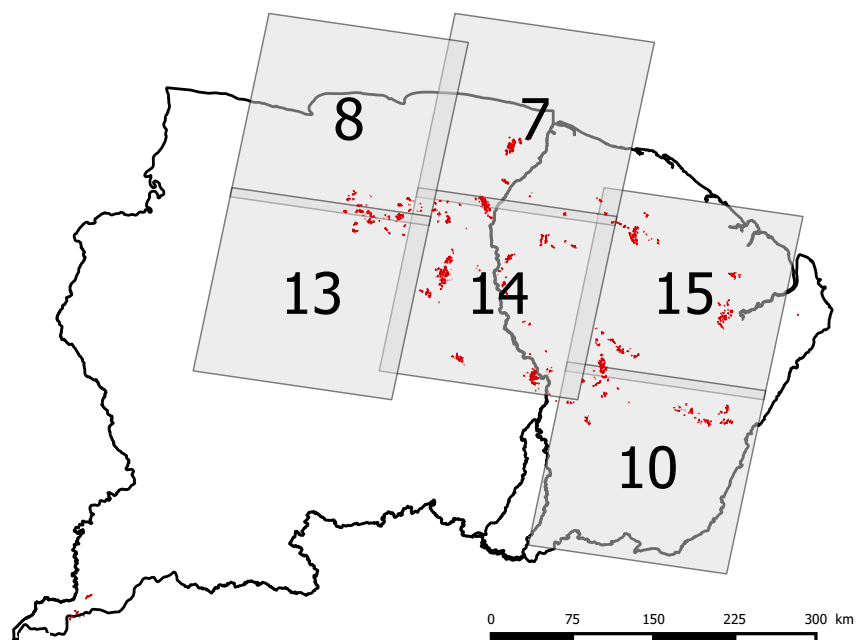


FIGURE 3.7 – Boundaries of French Guiana and Suriname. Landsat locations concerned by gold-mining are represented, associated with the number of scenes downloaded at each location.

TABLE 3.3 – Number of Landsat scenes used to compute deforestation maps per year.

Landsat location	1995	1996	1997	1998	1999	Tot/location
227-057	2	3	5	4	1	15
227-058	1	1	2	4	2	10
228-056	0	0	4	2	1	7
228-057	1	5	3	2	3	14
229-056	1	0	1	2	4	8
229-057	5	3	1	2	2	13
Tot/year	10	12	16	16	13	67

3.8.3 Landsat images processing

67 Landsat 5 images were downloaded in area of Suriname and French Guiana impacted by gold-mining in 2000 (Table 3.3 & Figure 3.7).

Due to a large number of misaligned scenes in two of the six locations of interest (mostly over French Guiana), 5 or more control points were sampled to measure mean shifts in latitude and longitude. These values were then used to translate original images and correct misalignment, using shift function of raster package in R software. Cloud detection was based on bands 1 (blue) and 6 (thermal infra-red), to exclude clear and cold patches. Pixels with values higher than 0.15 on band 1 and lower than

⁷⁴Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

⁷⁵G. D. Peterson et M. Heemskerk (2001). « Deforestation and forest regeneration following small-scale gold mining in the Amazon : the case of Suriname ». In : *Environmental Conservation* 28.02, p. 117–126. DOI : 10.1017/S0376892901000121.

294 Kelvin on band 6 were excluded with a 150 m buffer applied to create the final cloud mask. For each focal year y , the cloud free image closest to December 31st of this year was used as a reference. Gaps were filled with remaining images between $y - 1$ and $y + 1$, beginning by images recorded at the closest date from December 31. To avoid inconsistency due to the differences in methods applied for the pre-2000 and post-2000 datasets, we used the forest cover 2000 map from Hansen et al.⁷⁴ as the reference for building our forest classification model, over an area corresponding to the Landsat location path : 227 / row : 058. From the reference map, approximately 50'000 deforested pixels in gold-mining areas were sampled, as well as the same amount of forested pixels in neighbouring areas. Each pixel from the training dataset was associated with the corresponding values of the seven Landsat bands and two normalized indices, NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) and NDWI (Normalized Difference Water Index), on a cloud free Landsat scene from year 2000. A Random Forest model was used for forest cover classification, based on this training sample. In order to avoid an overestimation of deforestation over the pre-2000 period, we assumed no reforestation in gold-mining areas between 1996 and 2000 (*i.e.* only not forested areas in Hansen's 2000 map account for potential deforestation during 1996-2000). We consider the potential biases caused by this hypothesis as negligible due to the very small extent of gold-mining before 2000 and the slowness of forest regeneration on gold-mined soils.⁷⁵ Mean error rate reached 13.7%, with error rates for forested and not forested pixels of 10.2% and 17.2% respectively, for the classification of Landsat pixels as forested or deforested compared to Hansen's 2000 forest cover as the reference map. The three most important bands for classifying the dataset were NDWI, band 3 and NDVI, following mean decrease in Gini Index.

CHAPITRE 4

La pertinence des approches basées sur les émissions pour REDD+ à l'épreuve des pays à forte couverture forestière et faible déforestation.

La formulation des scénarios de référence dans le cadre de REDD+ est un défi majeur à affronter pour assurer l'efficacité du mécanisme, puisque ceux-ci déterminent le volume des transferts financiers en faveur des pays ou territoires receveurs impliqués. Ces scénarios sont par nature incertains, car ils reflètent une hypothèse contrefactuelle estimant ce qui se serait passé en l'absence d'efforts pour limiter la déforestation, et sont donc pensés précisément pour ne pas se produire.

Au cours de cette étude nous avons estimé différents scénarios de référence au sein de quatre entités politiques appartenant au Plateau des Guyanes, le Guyana, le Suriname, la Guyane française et l'État brésilien d'Amapá, et produit des cartes de la déforestation future en fonction de chaque scénario. En plus des méthodes classiques d'estimation des scénarios de référence, basées sur la déforestation historique stricte ou associée à des coefficients d'ajustement, nous avons également simulé la déforestation future sur la base de modèles focalisés sur deux importants moteurs de la déforestation dans la région, la croissance démographique et l'orpaillage.

Ces deux scénarios socio-économiques alternatifs se distinguent par l'utilisation d'un cours de l'or moyen d'un côté et extrêmement élevé de l'autre, partant du lien très clair mis en évidence au chapitre précédent entre déforestation liée à l'orpaillage et cours de l'or. Il ne s'agit pas de prétendre donner une estimation vraisemblable de la déforestation future liée à l'orpaillage, tant les cours de l'or sont volatiles, mais davantage de mettre en lumière la sensibilité de la déforestation future au cours de l'or. Nous avons au contraire utilisé un scénario moyen unique pour la

croissance démographique future, bien que sa prédiction soit bien sûr également sujette à incertitudes.

L'extrême variabilité de la déforestation prédite, autant dans son intensité que dans sa localisation, limite la crédibilité des mécanismes basés sur les émissions tels que REDD+, en l'absence de méthode consensuelle permettant d'orienter le choix vers un scénario plutôt qu'un autre. Cette variabilité ne caractérise pas uniquement les deux scénarios socio-économiques basés sur des cours de l'or très différents, puisque les scénarios extrêmes sont issus des méthodologies classiquement évoquées d'estimation des scénarios de référence à partir de la déforestation historique. En permettant de fortes augmentations de la déforestation dans les pays à forte couverture forestière et faible déforestation, de tels scénarios de référence pourraient provoquer des fuites vers ces pays affectant ainsi la pertinence globale de REDD+.

Alors que la dimension politique de REDD+ est difficilement contestable, la formulation de scénarios de référence et de modèles laissant de côté les vrais moteurs de la déforestation provoque un risque important de cacher les vraies causes de la déforestation et les coûts de mitigation associés.

The lure of emissions-based approaches for REDD+ baselines definition in high forest cover / low deforestation coun- tries.

Authors :

Camille Dezécache¹, Jean-Michel Salles² & Bruno Hérault^{1,3}.

Affiliations :

¹Université de la Guyane, UMR EcoFoG (AgroParistech, CNRS, Cirad, Inra, Université des Antilles, Université de la Guyane), Campus agricole de Kourou, 97310 Kourou, French Guiana, France.

²CNRS, UMR LAMETA (CNRS, Inra, SupAgro, Université de Montpellier), Campus Inra-SupAgro, Bat.26, 2 Place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2, France.

³Cirad, UMR EcoFoG (AgroParistech, CNRS, Cirad, Inra, Université des Antilles, Université de la Guyane), Campus agricole de Kourou, 97310 Kourou, French Guiana, France.

4.1 Abstract

Reference scenarios formulation within REDD+ is a key challenge for ensuring the efficiency of this mechanism, as they determine the amount of financial transfers to provide to the countries or territories involved. Such scenarios are uncertain by nature, as they reflect a counter-factual hypothesis estimating what would happen in the absence of efforts to curb deforestation rates, and thus aim at not occurring.

In the present study we estimated different reference scenarios within four political entities belonging to the Guiana Shield, Guyana, Suriname, French Guiana and the Brazilian State of Amapá, and produced maps of future predicted deforestation under each scenario. In addition to classical reference scenarios estimation procedures, we also computed two simulations of deforestation over the region based on models focusing on local socio-economic drivers of deforestation, demographic expansion and gold-mining.

The extreme variability of predicted deforestation in terms of intensity and location tends to undermine the credibility of emission-based mechanisms such as REDD+, in the absence of objective reasons to adopt one scenario compared to another. Reference scenarios predicting large increases in deforestation based on adjustments of historical deforestation mostly rely on a future hypothetical forest transition within those countries, whereas current drivers of deforestation seem unlikely to explain such increases in deforestation. By potentially allowing large increases in deforestation within high forest / low deforestation countries, they could cause potential leakages lessening the global consistency of REDD+.

While the political dimension of REDD+ might hardly be avoided, the creation of baselines and models with no focus on actual deforestation drivers provoke a great risk of hiding true deforestation pressures and associated mitigation costs.

4.2 Introduction

Land-use change is a major driver of carbon emissions, whose contribution has been estimated at 9% of the global carbon budget over the last decade, with tropical deforestation being alone the largest contributor to these carbon fluxes.¹ Facing the threat of global warming, reducing carbon emissions from deforestation and forest degradation appears as a necessary option.² Within international mechanisms such as REDD+, avoided deforestation has emerged as a low cost option for meeting decrease in carbon emissions requirements,³ mostly because deforestation was often occurring within only marginally profitable areas.⁴

Additionality, *i.e.* the fact that a decrease in deforestation is really due to efforts made by the country/institution involved, is one of the corner-stones of REDD+⁵ by ensuring that policy changes brought a net decrease in expected deforestation. Formulating a baseline against which carbon credits are evaluated is the most critical component of REDD+ mechanism.⁶ Indeed, in theory, credited emissions must be closely linked with actual emissions reductions. On the contrary, the wrong formulation of baselines can affect additionality and thus the efficiency of the mechanism.⁷ However, reference scenarios are built upon counterfactual hypotheses which are by nature uncertain because they aim at not occurring.⁸

Three options are commonly given for the formulation of reference scenarios : strictly historical scenarios, historical scenarios including an adjustment factor, and simulations.⁹ The strictly historical approach is easy and transparent, and presented as a good alternative by Griscom et al.,¹⁰ although the effective estimation of deforestation and even more degradation are challenging.¹¹ However, historical scenarios have faced a fundamental shortcoming under the perspective of forest transition, *i.e.* the idea that countries experiencing high rates of deforestation will decrease their deforestation rates while developing,¹² making thus past deforestation a poor predictor of future deforestation (Figure 4.1). By nature, under the assumptions of the forest transition theory, historical baseline does not provide incentives for High Forest Low Deforestation (HFLD) countries, while it is much more interesting for countries having experienced high past deforestation rates. This would create systematical biases in the estimation of avoided deforestation due to unequal treatment of the different country's situations regarding forest cover and historical deforestation within the mechanism.

Although the forest transition theory has been criticized for its lack of scientific evidence regarding the link between the complex set of socio-economic and political variables potentially involved and changes in forest cover,¹³ it served as a basis for proposing the inclusion of adjustment factors within reference scenarios, which

¹C. Le Quéré et al. (2015). « Global Carbon Budget 2015 ». In : *Earth System Science Data* 7.2, p. 349–396. DOI : 10.5194/essd-7-349-2015.

²Angelsen (2008b). *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*, cf. note 26, p. 5.

³Stern (2007). *The Economics of Climate Change*, cf. note 28, p. 5 ; Kindermann et al. (2008). « Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. », cf. note 24, p. 5.

⁴Angelsen (2008b). *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*, cf. note 26, p. 5.

⁵Oosterzee et al. (2012). « iREDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of leakage, permanence and additionality », cf. note 20, p. 4.

⁶Huettner et al. (2009). « A comparison of baseline methodologies for 'Reducing Emissions from Deforestation and Degradation'. », cf. note 35, p. 6.

⁷Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules », cf. note 70, p. 11.

⁸Karsenty (2008). « The architecture of proposed REDD schemes after Bali : facing critical choices », cf. note 14, p. 4.

⁹A. Angelsen et al. (2012). « Analysing REDD+ : Challenges and choices ». In : 426p. DOI : 10.17528/cifor/003805 ; Ryan et al. (2014). « Quantifying the causes of deforestation and degradation and creating transparent REDD+ baselines : A method and case study from central Mozambique », cf. note 37, p. 6.

¹⁰Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules », cf. note 70, p. 11.

¹¹M. Herold et al. (2011). « Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+ ». In : *Carbon Balance and Management* 6.1, p. 13. DOI : 10.1186/1750-0680-6-13.

¹²R. G. Dudley (2010). « A little REDD model to quickly compare possible baseline and policy scenarios for reducing emissions from deforestation and forest degradation ». In : *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15.1, p. 53–69. DOI : 10.1007/s11027-009-9204-7.

¹³A. S. Mather (2007). « Recent Asian forest transitions in relation to forest transition theory », cf. note 90, p. 15 ; Perz (2007). « Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics : forest transition theory and other directions », cf. note 90, p. 15.

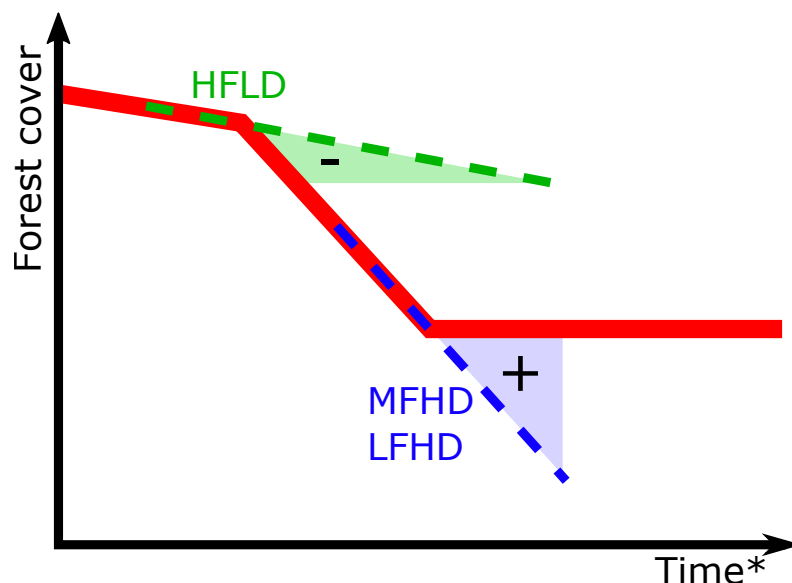


FIGURE 4.1 – Comparison between two hypothetical REDD+ projects, using a strictly historical reference scenario, in light of the forest transition theory, after Angelsen (2009). The forest transition pathway is displayed in red, with high initial forest cover decreasing ever more rapidly, before stabilizing when forested areas become scarce. Under the Medium Forest / High Deforestation (MFHD) or Low Forest / High Deforestation (LFHD) scenario, where the country would reach the end of the forest transition, the historical baseline (blue dashed line) largely overestimates deforestation, artificially provoking a large amount of credited carbon. On the contrary, under the High Forest / Low Deforestation (HFLD) scenario, the historical baseline (green dashed line) largely underestimates deforestation, inducing a debt in carbon credits. *Timeline is hypothetical and only reflects the duration of the forest transition within each country.

would allow deforestation rates to increase for a while within highly forested countries in order to deal with equity issues. However, the risk of ‘hot air’ or artificial baseline inflation would then be high¹⁴ and this could affect the efficiency and credibility of REDD+ mechanism. Finally, reference scenarios based on simulations would be much more complex to build, and their formulation would face possible lack of transparency, need for external expertise and extended datasets.¹⁵ Given these technical constraints and States sovereignty issues, it is thus unlikely that they will be frequently used by countries involved.¹⁶ Moreover, simulations based on linear assumptions cannot predict ruptures in deforestation/development trends, which are an inherent component of the forest transition theory.

A comparison of the variability of carbon credits attributed in function of the baseline rule chosen was already provided by Griscom et al.,¹⁷ showing differences of two orders of magnitude in credited emissions for a same amount of effective emissions reduction, with the greatest heterogeneity being found among HFLD countries. These last countries represent a significant carbon stock,

¹⁴Karsenty (2008). « The architecture of proposed REDD schemes after Bali : facing critical choices », cf. note 14, p. 4.

¹⁵Huettner et al. (2009). « A comparison of baseline methodologies for 'Reducing Emissions from Deforestation and Degradation' », cf. note 35, p. 6.

¹⁶R. Pirard et A. Karsenty (2009). « Climate Change Mitigation : Should "Avoided Deforestation" (REDD) Be Rewarded ? » In : *Journal of Sustainable Forestry* 28.3, p. 434-455.

¹⁷Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules », cf. note 70, p. 11.

corresponding to 10.5% of tropical forest carbon. Moreover, they are a symbol of the fairness concern related with REDD+ : HFLD countries didn't benefit from the potential economic prosperity which would have been brought by deforestation, and would need financial compensation to develop.¹⁸ As such, HFLD countries represents a challenging case study for REDD+.

In addition to the three previously mentioned methods for the formulation of reference scenarios (strictly historical, historical with an adjustment factor, simulations), alternative scenarios were proposed in order to allow HFLD countries to benefit from REDD+. An extreme example is the 'Economically Rationale Baseline' proposed by the consulting firm McKinsey & Company and published in the case of Guyana,¹⁹ consisting of a sort of massive adjustment factor compared to historical baseline. This scenario, built upon McKinsey's carbon mitigation cost-curve presenting reductions of emissions derived from slash-and-burn agriculture as a low cost mitigation option, is considered as a threat to the functioning of REDD+.²⁰ Such baseline, assuming the deforestation of all available forest areas outside protected and Amerindian areas, legitimates the fear of 'hot-air' and might be considered as environmental blackmailing.²¹ However, authors of the McKinsey's report insist on the fact that the extremely high levels of deforestation assumed (more than 600'000 hectares annually, corresponding to an annual rate of deforestation of 4.3% of the current remaining forest cover, whereas current deforestation in Guyana only reaches a few thousands hectares) are not impossible because such levels were already observed in the past in some neighboring Brazilian States. Indeed, in Mato Grosso and Pará, annual deforestation between 1988-2016 reached an average of 490'000 hectares within each State, with values especially high during 2000-2005 when deforestation reached 1'027'000 and 827'000 hectares respectively.²² Mentioning the worst examples would then serve as a legitimization of the Economically Rationale Baseline.

In order to more deeply assessing the impact of reference scenario choice on possible deforestation trends in HFLD countries, we created different scenarios within the Guiana Shield. Our study encompasses an area close to 600'000 sq. km of tropical rainforests in Guyana, Suriname, French Guiana and the Brazilian State of Amapá. Although they are all characterized by high forest covers and low deforestation rates,²³ with forest covers higher than 80%²⁴ and yearly deforestation rates below 0.1%,²⁵ these entities greatly differ in terms of legal status and structure of their economy that makes of them a study area of particular interest for the analysis of REDD+.

While Guyana and Suriname are independent countries, French Guiana and Amapá are part of a larger nation which might cause discrepancies between local and national political and administra-

¹⁸McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation », cf. note 83, p. 13.

¹⁹Ibid.

²⁰Dyer et Counsell (2010). *Briefing McREDD : How McKinsey 'cost-curves' are distorting REDD*, cf. note 40, p. 7.

²¹Karsenty et Ongolo (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism », cf. note 85, p. 14.

²²INPE (2016). *Taxas anuais do desmatamento - 1988 até 2016*. URL : http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes%7B%5C_%7D1988%7B%5C_%7D2016n.htm (visité le 12/03/2017).

²³Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules », cf. note 70, p. 11.

²⁴WWF Guianas (2012). *Living Guianas Report 2012*, cf. note 64, p. 54.

²⁵Rahm et al. (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*, cf. note 68, p. 10.

²⁶Guyana Forestry Commission et Indufor (2013). *Guyana REDD + Monitoring Reporting & Verification System (MRVS). Year 3 Interim Measures Report*, cf. note 80, p. 12.

²⁷Singh et al. (2013). *Guyana's Extractive Industry Sector (EIS). A Synopsis of Issues and Recommendations for the mining sector as a Sustainable Element of Guyana's Low Carbon Development Strategy (LCDS)*, cf. note 74, p. 12.

²⁸Alvarez-Berrios et Mitchell Aide (2015). « Global demand for gold is another threat for tropical forests », cf. note 30, p. 36.

²⁹Central Bank van Suriname (2014). *Leading Sectors of Suriname : The impact of Mining, Agriculture and Tourism Activities on the Economy. 1970-2012*. Cf. note 75, p. 12.

³⁰Hecquet et Moriame (2008). *Guyane : un développement sous contraintes*, cf. note 24, p. 34.

³¹IEDOM (2015). *Guyane. Rapport annuel 2014*, cf. note 71, p. 12.

³²Oliveira (2010). « Mineração e desenvolvimento local : benefícios e desafios aos municípios amapaenses », cf. note 73, p. 12.

³³Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44; WWF Guianas (2012). *Living Guianas Report 2012*, cf. note 64, p. 54.

³⁴C. Dezécache et al. (2017a). « Gold-rush in a forested El Dorado : deforestation leakages and the need for regional cooperation ». In : *Environmental Research Letters* 12.

³⁵Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

tive contexts. They also differ in terms of the structure of their economy, which is directly related to the local drivers of deforestation. In Guyana, gold-mining is considered by far as the main driver of deforestation, with a share of 90% of total deforestation following official figures,²⁶ and a major contributor to the national GDP, with a share of 15.5% in 2011.²⁷ In Suriname, this situation is very similar : in 2010 around 10% of the national GDP was attributed to gold-mining, a value which could have increased a lot given the subsequent explosion of gold-prices in 2011 and 2012.²⁸ It is also estimated that gold-mining monopolizes more than a third of the total work force in the country.²⁹ In French Guiana, the dependence upon natural resources is lower, as local consumption remains largely dependent upon imports from Metropolitan France.³⁰ Services, including transports, provide three fourths of the added value to the economy.³¹ In Amapá also, the tertiary sector contributes to 80% of the GDP of the State.³² In both of these entities, a repressive context against illegal gold-mining³³ might have contributed to its lower impact on the economies and on deforestation.³⁴

The objective of the present study was thus to assess the heterogeneity of predicted future deforestation in the Guiana Shield using different possible methodologies of reference scenarios formulation. The great heterogeneity of the normative scenarios indicates that any baseline could be chosen and create a risk of 'hot air'. Although 'Economically rationale baseline' is an extreme case, more balanced scenarios still predict major increases in deforestation, which could legitimate potential leakages as countries might increase a lot their level of deforestation, for example by attracting agricultural activities previously occurring within high deforestation countries, while still receiving money from carbon credits. Identifying present drivers of deforestation might create more conservative scenarios, however the contribution of gold prices, which are by nature highly volatile, makes the formulation of a credible scenario a difficult issue. In summary, predicted emissions baselines hide the main important issue which is how to support a more sustainable endogenous development for those countries. Relying on implausible baselines undermines the credibility of efforts to decrease deforestation while enhancing socio-economic development, which need funds for improving the quality of life of the people on the long term.

4.3 Materials and Methods

4.3.1 Deforestation dataset

Data on deforestation in this area are based on yearly deforestation maps during 2001-2014 provided by Hansen et al.³⁵ These maps were re-projected to EPSG :3857 and re-sampled at a pixel

resolution of 30 meters. A crown cover threshold of 75% was applied to the forest cover map of year 2000, using a strict forest definition consistent with the density of the rainforest of the Guiana Shield. A majority filter was then applied to remove isolated deforested pixels most likely caused by misclassification of satellite images.³⁶ Large scale deforestation occurring within coastal swampy areas and mangroves was also removed, as we assumed that land use change observed in these areas was natural and not anthropogenic.

³⁶P. M. Mather (2004). *Computer Processing of Remotely-Sensed Images : An Introduction*, cf. note 99, p. 20.

4.3.2 Scenarization

Based on observed deforestation in the region over 2001-2014, we formulated different scenarios of future deforestation until 2050. We distinguished between normative and socio-economic scenarios. Normative scenarios are defined *a priori*, based on certain assumptions applied to past deforestation rates. These normative scenarios were built following different crediting baselines proposals detailed below. As such, these proposals initially don't aim at predicting deforestation itself, but at being confronted with observed deforestation during the course of a REDD+ project to estimate carbon credits paid to a country. In the present study, we estimated the amount of deforestation envisioned within each of these normative scenarios to show the range of possible deforestation trends they consider. On the contrary to the normative scenarios, future deforestation under the different socio-economic scenarios is modeled based on the relationship between relevant socio-economic variables and deforestation.

Normative scenarios

Seven normative scenarios were formulated :

Historical Average (HA) Under this scenario, we assumed that past observed yearly deforestation over 2001-2014 continues until 2050. A log-normal model was calibrated, assuming a multiplicative error term with increasing predicted deforestation.

$$CDefHA_{t,c} \sim \ln\mathcal{N}(Def_c^{HA} + \log(t+1); \sigma)$$

with $CDefHA_{t,c}$ the cumulated deforestation over $t_0 - t$, for country c under the HA scenario, and Def_c^{HA} and σ are the model parameters. Def_c^{HA} corresponds to the yearly average observed deforestation in country c during 2001-2014. For all following normative models, the σ inferred from the historical datasets used to set the HA scenario is used to take into account the inherent variability of the deforestation process.

³⁷McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation », cf. note 83, p. 13.

Economically Rationale Baseline (ERB) This scenario was based on the ERB formulated by McKinsey & Company³⁷ in the case of Guyana. Assuming that forested areas can provide higher 'value to the nation' when converted to other land uses, this report estimates the cost of avoiding the deforestation of all forested areas in Guyana, except legally protected areas. We then applied a similar hypothesis for the four territories concerned here, assuming the deforestation of all remaining forest except integrally protected areas and Indigenous territories. The ERB model was formulated as follows :

$$CDefERB_{t,c} = \ln \mathcal{N}(Def_c^{ERB} + \log(t+1); \sigma)$$

with $CDefERB_{t,c}$ the cumulated deforestation over $t_0 - t$, for country c , under the ERB scenario. Def_c^{ERB} corresponds to the log of the total area assumed to be deforested in country c divided by 35 (so that all available lands would be deforested between 2015 and 2050).

³⁸D. Mollicone et al. (2007). « An incentive mechanism for reducing emissions from conversion of intact and non-intact forests ». In : *Climatic Change* 83.4, p. 477–493. DOI : 10.1007/s10584-006-9231-2.

Joint Research Center Proposal (JRC) The JRC scenario is based on the JRC Proposal³⁸ where carbon credits are attributed to countries involved if they manage to decrease their deforestation rates under half of global deforestation rates. Under this proposal, a distinction is made between intact and non-intact forests, but due to data constraints we were not able to make such distinction. Here we assumed a linear decrease in global deforestation rates, with two alternative scenarios where zero global deforestation is reached in 2050 (JRC2050) or 2100 (JRC2100). In our JRC scenarios, we thus assume that countries adjust their level of deforestation to half of the world average.

The JRC scenario was formulated as follows :

$$CDefJRC_{t,c} = \ln \mathcal{N}\left(\sum_{2015}^t Def_{t,c}^{JRC}; \sigma\right)$$

with

$$DefJRC_{t,c} = \left(\frac{1}{2}WDR_0 - \alpha t\right) \times FC_{t,c}$$

WDR_0 the world annual initial deforestation rate. Within the present study, we chose its value according to estimates used within the Guyana-Norway agreement, corresponding to deforestation rates in developing countries only, and giving a value of 0.52%.³⁹ α is the coefficient associated with the linear decrease in world deforestation rates (reaching zero deforestation in 2050 or 2100). $FC_{t,c}$ corresponds to the forest cover of country c at time t in hectares.

³⁹LCDS Guyana (2011). « Joint Concept Note », cf. note 87, p. 14.

Combined Incentives (CI) This scenario was based on the Guyana-Norway agreement, mentioning different pathways where decreasing amounts of carbon would be credited with increasing deforestation.⁴⁰ This agreement made a distinction between a business-as-usual baseline (BAU) and crediting baselines. The BAU indicates how much deforestation might increase in the absence of intervention from the country involved. On the contrary, crediting baselines, set lower compared to the BAU, effectively estimates how much funds would be credited for different future deforestation rates.⁴¹ The rationale behind this choice, as stated by Guyana and Norway, is that, although deforestation in Guyana might reach the values assumed within the BAU scenario, “neither Norway nor Guyana wishes to see such an increase in deforestation”.⁴² The BAU scenario (hereafter called *BAUCI*) was calculated here, such as done within the Guyana-Norway agreement, as the average of yearly deforestation in the area of interest for 2001-2014 and yearly deforestation rate in developing countries, assumed to be 0.52%, giving a yearly deforestation rate of 0.275%. Two different crediting baselines were considered here, one full payment scenario (*FPSCI*) and a no-payment scenario (*NPSCI*), corresponding to the two extreme crediting baselines considered within the Guyana-Norway agreement, where progressively decreasing payments were proposed if effective deforestation exceeds the *FPSCI* value (corresponding to a deforestation rates of 0.056% annually), reaching value 0 for deforestation equal or higher than the threshold corresponding to the *NPSCI* scenario (0.1% annually).

This CI scenario was formulated as follows :

$$CDefCI_{t,c} = \ln \mathcal{N} \left(\sum_{2015}^t Def_{t,c}^{CI}; \sigma \right)$$

with

$$DefCI_{t,c} = CI^s \times FC_{t-1,c}$$

CI^s is the rate of deforestation assumed in each scenario s (among BAU, FPS or NPS), as previously listed. $FC_{t-1,c}$ is the forest cover in country c at time $t - 1$ in hectares.

Socio-economic scenarios

Within our socio-economic scenarios, we characterized more accurately the different drivers leading to deforestation. We assumed that deforestation within the Guiana Shield was mainly driven by three factors : gold-mining, agricultural and urban expansion. Following Hammond et al.,⁴³ gold production in the Guiana Shield was strongly correlated with gold prices. Assuming that deforestation due to gold-mining was proportional to gold production, we

⁴⁰Ibid.

⁴¹A. Angelsen (2009). « How do we set the reference levels for REDD payments ? » In : *Moving ahead with REDD* Cdm, p. 53–156.

⁴²LCDS Guyana (2011). « Joint Concept Note », cf. note 87, p. 14.

⁴³Hammond et al. (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. », cf. note 23, p. 34.

⁴⁴Dezécache et al. (2017a). « Gold-rush in a forested El Dorado : deforestation leakages and the need for regional cooperation », cf. note 34, p. 98.

⁴⁵Debarros et Joubert (2010). *Impact de l'activité aurifère sur le plateau des Guyanes. Rapport final*, cf. note 47, p. 43; Rahm et al. (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*, cf. note 68, p. 10.

calibrated a model predicting the yearly intensity of deforestation due to gold-mining based on gold-prices.⁴⁴ Deforestation due to gold-mining was extracted from binary deforestation maps using expert-based assessment of areas impacted by gold-mining.⁴⁵ Deforestation not occurring within gold-mining areas was assumed to be driven by agricultural and urban expansion.

We thus formulated a model of yearly deforestation within each country composed of two independent components, a gold-mining and a demographic component. This model was formulated as follows :

$$Def_{t,c} = Def_{t,c}^{GM} + Def_{t,c}^{Dem}$$

where $Def_{t,c}$ corresponds to total predicted deforestation at year t in country c , which is the sum of predicted values of both gold-mining ($Def_{t,c}^{GM}$) and demographic ($Def_{t,c}^{Dem}$) components.

Each component was formulated as follows :

$$Def_{t,c}^{GM} \sim \ln \mathcal{N}(\theta_{0,c}^{GM} + \theta_c^V \times \log(GoldPrice_t); \sigma^{GM})$$

$$Def_{t,c}^{Dem} \sim \ln \mathcal{N}(\theta_0^{Dem} + \theta_1^{Dem} \times \log(PopCh_c); \sigma^{Dem})$$

where θ s are the models parameters, $GoldPrice_t$ is the yearly average international gold-price at year t , and $PopCh_c$ corresponds to yearly average predicted increase in population in country c .

We created two contrasted deforestation scenarios, differing in the value of gold, while the contribution of demography remains unchanged. In the low price scenario (*GMlow*), gold price corresponds to the average price over 2001-2014, whereas in the high price scenario (*GMhigh*), it doubles the maximum price over the same period, thus corresponding to a value of 3077 USD/ounce. Although the volatility of gold prices makes it impossible to provide plausible future gold prices scenarios, these assumptions aimed at proposing an average and an extremely high (given past gold prices) case studies. From these models predicting yearly deforestation, a cumulated sum was calculated.

Future deforestation maps

Future deforestation maps were computed by coupling a deforestation location model, predicting where deforestation is more likely to occur, and an intensity model predicting the amount of deforestation. The deforestation location model provided a spatial deforestation risk map based on Random Forest algorithm,⁴⁶ known for its good predictive accuracy and robustness to noise,⁴⁷ and ability to take into account complex and nonlinear relationship between deforestation and associated explanatory variables.⁴⁸ Explanatory variables included in this model were all

⁴⁶Breiman (2001). « Random forests », cf. note 109, p. 22.

⁴⁷Dietterich (2000). « An Experimental Comparison of Three Methods for Constructing Ensembles of Decision Trees », cf. note 110, p. 22.

⁴⁸Evans et al. (2011). « Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology », cf. note 111, p. 22.

geographical variables listed in Supplementary Materials (Table 4.1). The predicted intensity of deforestation, *i.e.* the number of pixels to sample from the deforestation risk map to obtain the final predicted deforestation map, was derived from the different above-mentioned deforestation scenarios. Maps were finally computed for those nine different scenarios and displayed in Supplementary Materials section (4.7.2). For more details on the methodology applied here and concerning the balanced sampling operated, please refer to Dezécache et al.⁴⁹

⁴⁹Dezécache et al. (2017b). « Moving forward socio-economically focused models of deforestation », cf. note 40, p. 75.

From deforestation scenarios to carbon crediting

In order to estimate the amount of carbon credits which could be paid to a country following different reference scenarios assumed, we estimated the difference between mean predicted deforestation over 2015-2050 from each scenario and the historical scenario. We assumed that the pathway effectively followed by each country corresponded to the historical baseline, as we were interested in the amount of credited carbon in the case where countries manage to stabilize their deforestation rates to low historical values.

Estimated avoided deforestation over 2015-2050 allowed us to calculate avoided carbon emissions by using a carbon density of aboveground biomass of 132.5 tC/ha, based on an average 265 t/ha of dry aboveground biomass over the area and a 50% coefficient to convert this dry biomass to carbon content, as reported in Molto.⁵⁰ A coefficient of 44/12⁵¹ was applied to convert these tons of carbon into tons of CO₂. Two carbon prices were used : a low price of 5 USD/t close to current carbon price within the EU Emissions Trade System and a high price of 30 USD/t sometimes considered as a minimum floor price⁵². Carbon credits were finally expressed in % of average national yearly GDP over 2001-2014.

⁵⁰Q. Molto (2012). « Estimation de biomasse en forêt tropicale humide ». Thèse de doct. Université des Antilles et de la Guyane, p. 184.

⁵¹<https://www.epa.gov/energy/greenhouse-gases-equivalencies-calculator-calculations>

⁵²<https://www.theguardian.com/environment/2016/may/17/france-sets-carbon-price-floor>

4.4 Results

4.4.1 Variability of predicted deforestation intensity under each baseline

Predicted deforestation is extremely variable following the scenario applied, with a range of two orders of magnitude between the lowest normative scenarios and the ERB whether at national (Figure 4.2) or regional scales (Figure 4.3). Even excluding the extreme case of the ERB, we still observe a difference of more than one order of magnitude between lowest and highest future deforestation scenarios. Both socio-economic scenarios are among the low deforestation scenarios, but their predictions greatly differ between the low and high gold price hypotheses in Guyana and Suriname where deforestation is largely determined by gold-mining activity.

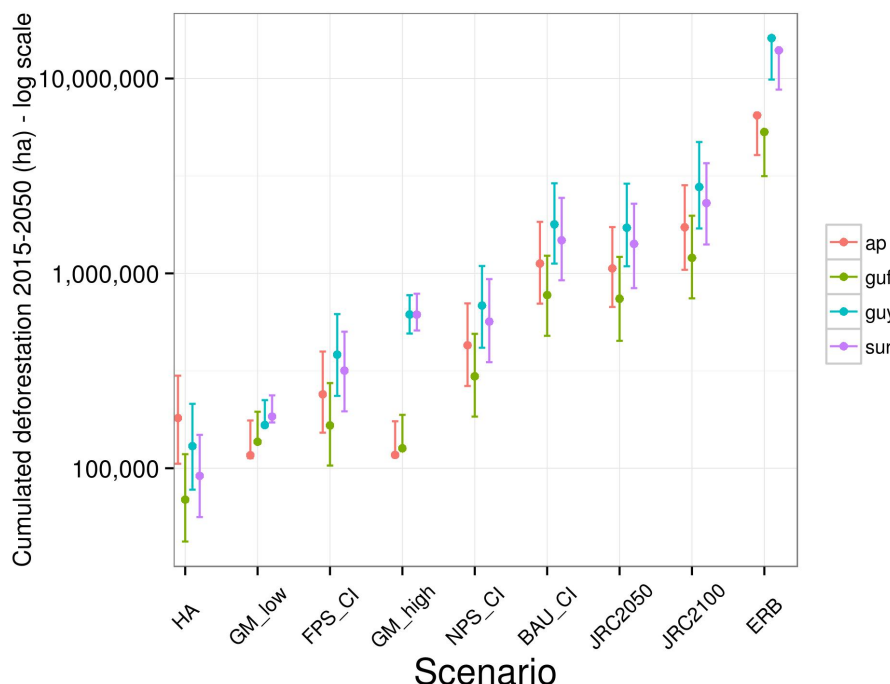


FIGURE 4.2 – Cumulated deforestation over 2015-2050 per country (“ap”, “guf”, “guy” and “sur” stand for Amapá, French Guiana, Guyana and Suriname respectively) and per scenario (log y-scale). Dots are mean predicted deforestation and are associated with a 95% confidence interval. Acronyms used in this figure refer to the scenarios listed in the “Scenarization” subsection of the Materials and Methods.

4.4.2 Future deforestation maps

Directly related with those huge differences in terms of predicted deforestation, future deforestation maps are very variable, especially comparing historical or high gold price scenarios (Figure 4.4 (a) and (b)) with the extremely high ERB scenario (Figure 4.4 (c)) where only integrally protected areas and Amerindian areas remain forested. Besides changes in predicted deforestation intensity, a visual comparison of historical (Figure 4.4 (a)) and high gold price (Figure 4.4 (b)) baselines also indicates major shifts in the location of deforestation hotspots. Indeed, compared to the historical scenario, large amounts of deforestation appear in Suriname and Guyana in areas corresponding to Greenstone areas where gold-mining activities are concentrated.

Such shift in deforestation location is also supported by the ranking by index of importance of variables included within the different Random Forest models (Figure 4.5). In the deforestation location component of the historical scenario, the most important variable is distance to nearest road. Under the high gold price scenario, two deforestation location models were calibrated, one for deforestation due to gold-mining and another one for deforestation not due to gold-mining. Variables ranking within the model for not gold-mining areas is similar to the ranking of the historical

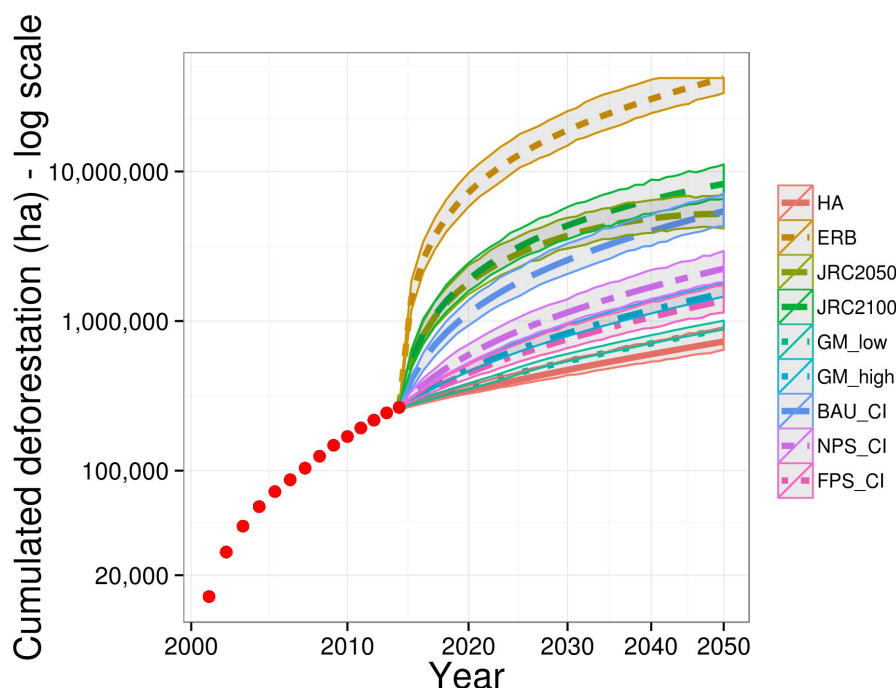


FIGURE 4.3 – Cumulated deforestation at the regional scale (2015-2050) following each reference scenario (log y and x scales). Red dots indicate observed yearly deforestation over 2001-2014. Mean predicted future deforestation is displayed with an envelope corresponding to the 95% confidence interval of each model. Acronyms used in this figure refer to the scenarios listed in the “Scenarization” subsection of the Materials and Methods.

model. However, in gold-mining areas, distance to Greenstone appears as the most important variables, which greatly shapes the deforestation map as, with extremely high gold prices, gold-mining largely increases its contribution to deforestation in Guyana and Suriname compared to the historical scenario.

4.4.3 The contribution of credited carbon to national GDP

The very diverse contribution of each hypothetical REDD+ scenario to each country’s GDP reflects the variability of predicted deforestation (Figure 4.6). The assumed range of carbon prices (5 to 30 USD/ tCO_2e) also strongly affect this estimated percentage. A comparison with the contribution of gold-mining to national GDP indicates that only extremely high reference scenarios such as ERB, JRC2050 and 2100 and *BAUCI* might outcompete gold-mining, excepted in Amapá where gold-mining is marginal, especially for more recent years where incomes provided by gold-mining increased a lot with the explosion of gold prices.

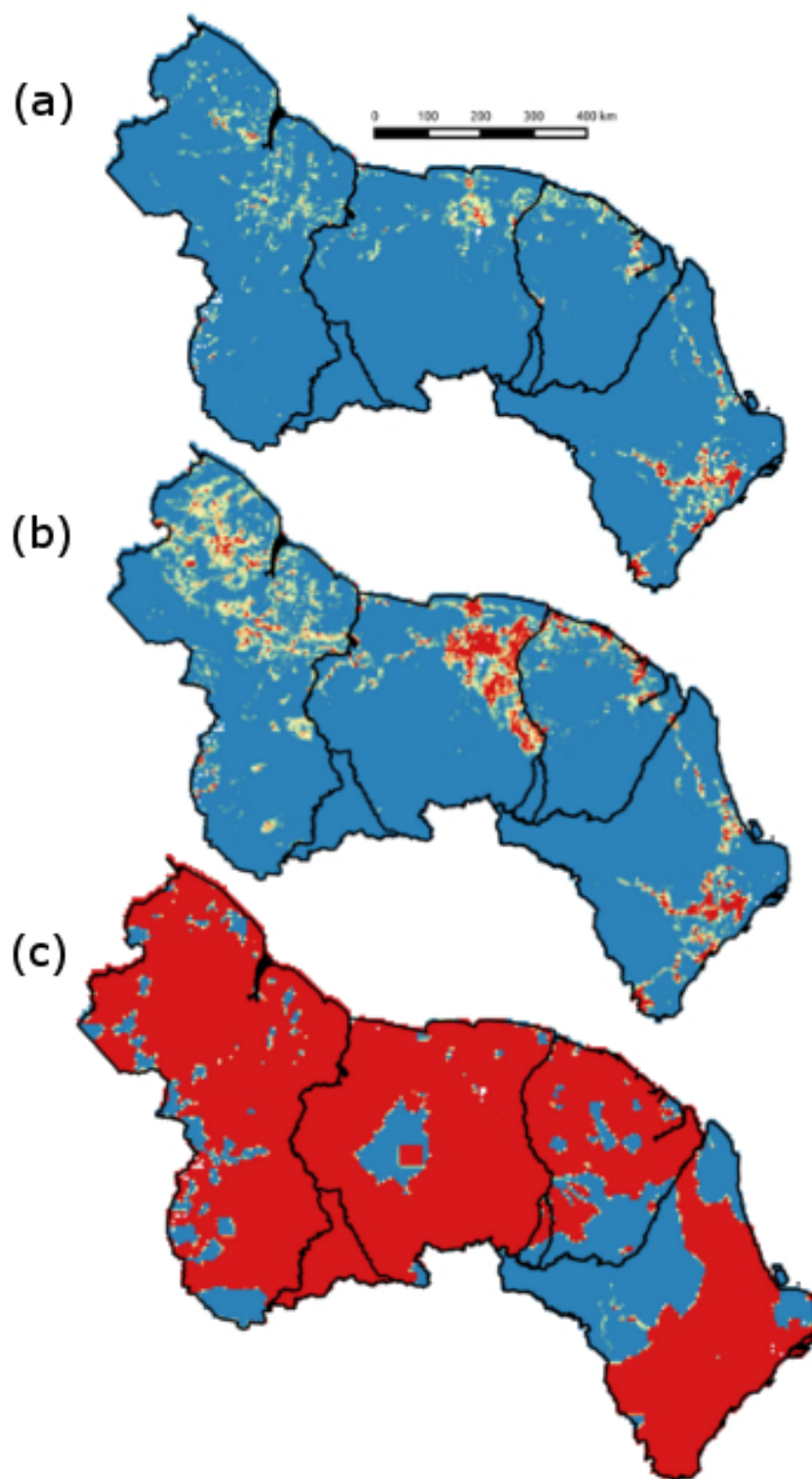


FIGURE 4.4 – Maps of predicted deforestation under historical scenario (a), high gold price scenario (b) and ‘Economically Rational Baseline’ (c) in Guyana, Suriname, French Guiana and Amapá (left to right). Red pixels correspond to areas of high deforestation (>30% of 2014 forest cover deforested over 2015-2050). Border conflicts between Guyana and Suriname, and Suriname and French Guiana cause an overlap in the southern parts of these countries.

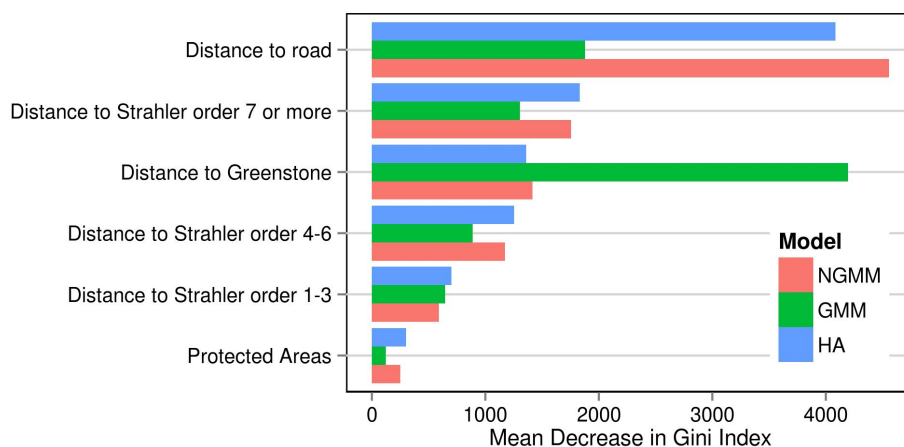


FIGURE 4.5 – Ranking following Mean Decrease in Gini index (MDG) of spatial variables included within the three deforestation location models. NGMM, GMM, HA stand for no gold-mining model, gold-mining model and historical scenario respectively.

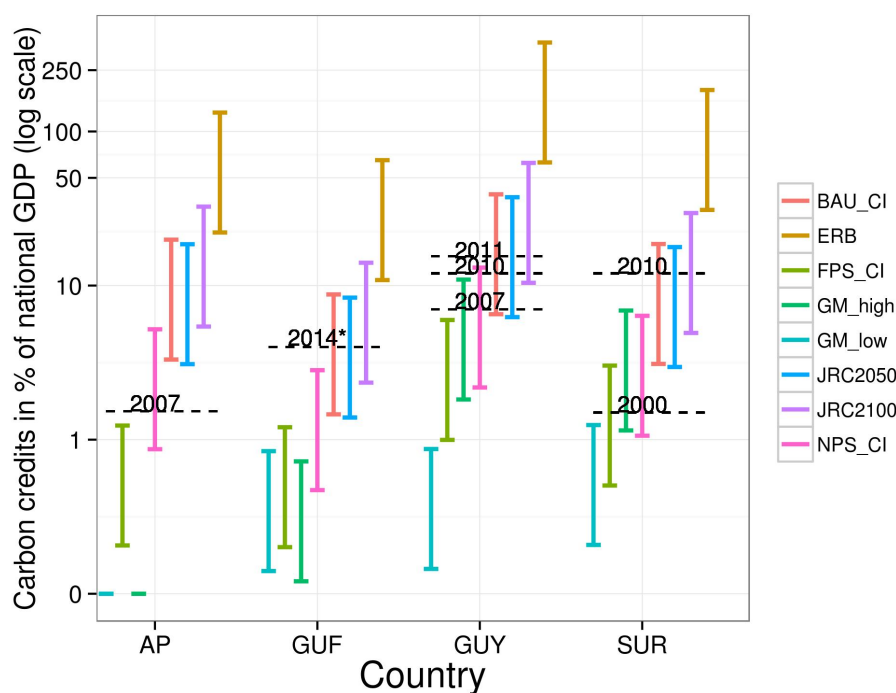


FIGURE 4.6 – Quantity of allowable cumulated carbon credits up to 2050, following each alternative deforestation baseline, and expressed as the share of mean yearly national GDP over 2001-2014 (log scale). For each scenario, the range indicates the share of GDP for carbon prices ranging between 5 and 30 USD/tCO_{2e}. “AP”, “GUF”, “GUY” and “SUR” stand for Amapá, French Guiana, Guyana and Suriname respectively. We assume no debt in case of scenario followed lower than historical average, which explains values 0 attributed to *GMlow* and *GMhigh* scenarios in Amapá. As a comparison, the contribution of gold-mining to national GDP was added to this figure in the form of black dotted segments, with corresponding year indicated above each segment. This data was uncertain for French Guiana as taken from an interview and not available in official databases, and denoted with an asterisk.

4.5 Discussion

4.5.1 The credibility of future deforestation scenarios

An extreme variability in terms of total predicted deforestation

⁵³Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules », cf. note 70, p. 11.

The extreme variability of deforestation baselines under different procedures of reference scenarios formulation, such as previously noted by Griscom et al.⁵³ makes the choice of a baseline non trivial compared to simple historical average which provides strong incentives for major deforesting countries only. Given this heterogeneity, we might fear a lack of credibility of reference scenarios, as it is impossible to clearly state which would be the most appropriate one in the absence of any consensual choice criteria.

⁵⁴Karsenty (2008). « The architecture of proposed REDD schemes after Bali : facing critical choices », cf. note 14, p. 4.

⁵⁵McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation », cf. note 83, p. 13.

⁵⁶LCDS Guyana (2011). « Joint Concept Note », cf. note 87, p. 14.

This is even more critical in the case of HFLD countries, which are not in a good situation for bargaining compared to major deforesting countries. Indeed, while they need to demonstrate that their future rates of deforestation will increase compared to historical rates, in order to benefit from higher financial transfers from eventual REDD+ projects, a risk of baseline inflation emerges.⁵⁴ The ERB proposed by McKinsey & Company⁵⁵ might provide a good example of such environmental blackmailing, which finally resulted in a much lower reference level and funding under the Guyana/Norway agreement signed in 2009.⁵⁶ While the consulting firm estimated that an annuity comprised between 430 million and 2.3 billion USD might be enough to compensate for the opportunity costs of not deforesting Guyana, Norway finally agreed to provide only up to 250 million USD in total over a period of five years.

⁵⁷Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

Such risk of baseline inflation greatly threatens the additivity principle which is one of the major pillars of REDD+ mechanism. This principle is also questioned by the natural uncertainty of the modelled deforestation process, such as evidenced by the comparison of our socio-economic scenarios. While deforestation remains almost unchanged in Amapá and French Guiana in the low and high gold prices scenarios, as both country have been fighting against illegal gold-mining,⁵⁷ a major increase in deforestation is predicted in Suriname and Guyana in the case of high gold price (multiplication by a 2.9 factor compared to the low price scenario). While there could be a tendency to assume that low deforestation within countries of the Guiana Shield persists due to a strong political will, it is critical to pay attention to biases caused by changing commodities prices which can alter the perception of local political efforts, as for example if deforestation remains at low values not due to the implementation of stronger policies but because of low gold prices.

The importance of deforestation location

Our different scenarios not only differ in terms of predicted deforestation intensity, but also regarding its location, such as showed by the future predicted deforestation maps (Figure 4.4 (a) and (b)).

The emergence of important deforestation hot spots within gold-mining areas, as predicted by the socio-economic model associated with a high gold price compared to the historical scenario, clearly indicates that blind scenarios as the historical model cannot appropriately predict underlying deforestation processes, which is necessary in order to provide useful models to decision makers.⁵⁸ Such large scale shifts in the predicted location of deforestation also affect the credibility of reference levels if those scenarios are based on spatially-explicit models.

⁵⁸D. G. Brown et al. (2014). *Advancing Land Change Modeling*, cf. note 54, p. 8.

Although reference levels mostly focus on the intensity of deforestation, its location is also important to assess because it can affect the carbon density of forest in countries where significant differences in forest types and associated carbon content might exist and have been estimated (here, for simplicity reasons, we assumed a constant carbon content). Even more importantly it might critically affect the range of available policies for decreasing deforestation. For example, deforestation in very remote areas would be much more difficult to control than deforestation occurring along major roads.

4.5.2 The acceptability of reference levels

Is the transition theory the appropriate scientific background for REDD+ ?

Given the huge difference between historical baseline and other scenarios, choosing a high baseline might allow HFLD countries to be paid even while strongly increasing their current levels of deforestation. Our socio-economic scenarios suggest that current drivers of deforestation in the countries involved, mostly gold-mining, urban and agricultural expansion, are unlikely to provoke huge increase in deforestation such as observed in the extremely high normative scenarios, even in a context of very high gold prices. Such a statement is of course questionable in the framework of the forest transition theory, because in these socio-economic modelling frameworks we didn't assume the possibility of great shifts in development trends. However, although with unprecise deforestation data from the FAO, Griscom et al.⁵⁹ observed no overall increasing deforestation within HFLD countries, thus questioning the consistency of the forest transition theory for countries which would be identified as in an early stage of development within this theory.

⁵⁹Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules », cf. note 70, p. 11.

The validation of the forest transition theory is critical for

⁶⁰ Angelsen et Rudel (2013). « Designing and implementing effective REDD+ policies : A forest transition approach », cf. note 45, p. 7.

the future of REDD+ mechanism. Angelsen et Rudel⁶⁰ suggest that there should be no “one-size-fits all portfolio of REDD+ policies” and that the forest transition theory is a useful tool for adapting REDD+ to the differing national contexts. As such, while in countries at an early stage in the forest transition (HFLD countries) REDD+ should focus on preserving carbon stored within old-growth forest, in countries experiencing high rates of deforestation such as Indonesia the emergency would be to slow down deforestation rates. Finally, in countries with low remaining forests, incentives for forest regrowth would be the priority. Although such a flexibility would enhance countries participation, which is necessary for REDD+ to be effective, it could seriously reduce its efficiency if the forest transition theory is not (or not anymore) a pertinent concept, by authorizing very high baselines for countries identified as HFLD.

⁶¹ Ibid.

Angelsen et Rudel⁶¹ mention different socio-economic and political drivers of forest transition, but to our opinion the debate remains too closely associated to the questions of forest cover and deforestation only, such as suggested by the mentions to HFLD or LFHD countries. Such a denomination should not be used as a too simplistic trademark unable to appropriately characterize the underlying socio-economic and political processes occurring within the different countries. As previously mentioned, the tertiary sector contributes to more than 3/4 of the GDP of Amapá and French Guiana. Additionally, the urbanization rate has been increasing a lot in Suriname, from 49% in 1975 to 74% in 2005.⁶² Similarly in French Guiana, the two cities of Cayenne and Kourou account for 73% of the population.⁶³ Such a concentration in main cities is also obvious in Amapá, where 75% of the population are concentrated in the capital district of Macapa, making of Amapá the most urban State of Brazil.⁶⁴ Only in Guyana the rural population represents a very significant share of the population, with only 27% of the population being urban in 2005.⁶⁵ Such a low percentage of rural inhabitants in the region, itself already inhabited by a very low population, questions the credibility of the development of large scale agriculture, in the absence of available work force, especially if youngsters are more interested in an urban way of life.

⁶² CEROM (2008). *Guyane-Suriname. Une meilleure connaissance mutuelle pour une coopération renforcée*. Rapp. tech. Cayenne : CEROM, p. 64.

⁶³ Ibid.

⁶⁴ H. Viégas (2012). *Macrocefalia Urbana no Amapá*. URL : <http://realidadeurbanas.blogspot.com/2012/06/macrocefalia-urbana-no-amapa.html>.

⁶⁵ USAID (2010). *Urbanization in Latin America and the Caribbean : Trends and Challenges*. Rapp. tech. USAID.

Legitimizing deforestation leakages ?

Export agriculture is likely to be the only driver which could cause such high deforestation as predicted from high normative scenarios, in particular oil palm plantations which are included as a major component of potential deforestation in the report by McKinsey & Company⁶⁶ over Guyana. If a development of agribusiness cannot be excluded a priori in the Guiana Shield, including this option within incredibly high reference levels might create a risk of deforestation leakages from countries committed to reducing the contribution of oil palm plantations to deforestation

⁶⁶ McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation », cf. note 83, p. 13.

to “HFLD” countries which could still receive large amount of carbon credits while increasing a lot their deforestation rates. This possibility would seriously undermine the efficiency of REDD+ mechanism.

Oil palm plantations exist in Guyana and Suriname but at a very small scale. In Suriname, more than 5'000 hectares of oil palm plantations were reported in 1990, a figure which dropped to 20 ha in 2000, due to the political instability and a bud rot disease present in Central and South America.⁶⁷ Some argued that oil palm might rise again in Suriname, after an agreement was signed in 2004 with a Chinese company for exploiting 40'000 ha. Although the project was delayed for more than 10 years, the government of Suriname declared that a new agreement would be signed soon.⁶⁸ However, given the low soil fertility⁶⁹ and low level of infrastructures in the Guiana Shield, it is questionable whether such a large scale expansion of oil palm in the region is a credible scenario, in particular within a context of development of zero deforestation objective in the oil palm industry⁷⁰. Developing countries might fail to implement the necessary programs to effectively limit their deforestation rates,⁷¹ but inversely it is questionable whether they can effectively provoke such increase in deforestation as predicted based on the high normative scenarios, because such increase would not only be a question of political will but would also depend on the existence of potential economic investors.

4.5.3 Hiding underlying deforestation pressures through emission-based approaches

Will REDD+ funds be enough to effectively limit deforestation ?

Emissions-based approaches such as REDD+ are based on the hypothesis that reducing deforestation is possible at low cost.⁷² However, opportunity costs are really underestimated, because they cannot include non-markets activities such as subsistence shifting cultivation. More importantly, they neglect implementation, transaction and institutional costs which might represent the hidden part of the iceberg.⁷³ As an example, a case study from Brazil estimated that direct payments to families and support to communities (which could already be higher than their real opportunity cost) accounted for 55% of the total cost of the project, the remaining being associated with administrative or enforcement costs.⁷⁴

This point will be critical in the case of the Guiana Shield, where a large share of deforestation derives from artisanal small-scale gold-mining,⁷⁵ which might be tolerated *de facto* in most cases but could instantaneously be called illegal in case of higher level of law enforcement. In case of illegal activities, Gregersen

⁶⁷H. De Franqueville (2003). « OIL PALM BUD ROT IN LATIN AMERICA This paper is based on a review published on the internet : www.burotrop.org ». In : *Experimental Agriculture* 39.3, p. 225–240. DOI : 10.1017/S0014479703001315.

⁶⁸R. Chickrie (2016). *Suriname palm-oil industry may rise again after setbacks*. URL : <http://www.caribbeannewsnow.com/topstory-Suriname-palm-oil-industry-may-rise-again-after-setbacks-32970.html> (visité le 03/12/2017).

⁶⁹O. Grau et al. « Nutrient-cycling mechanisms other than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils ». In : *Scientific Reports*.

⁷⁰<https://www.theguardian.com/sustainable-business/2015/jan/26/palm-oil-companies-deliver-deforestation-promises>

⁷¹Karsenty et Ongolo (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism », cf. note 85, p. 14.

⁷²Stern (2007). *The Economics of Climate Change*, cf. note 28, p. 5; Kindermann et al. (2008). « Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. », cf. note 24, p. 5; McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation », cf. note 83, p. 13.

⁷³Dyer et Counsell (2010). *Briefing McREDD : How McKinsey 'cost-curves' are distorting REDD*, cf. note 40, p. 7.

⁷⁴Ibid.

⁷⁵Rahm et al. (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*, cf. note 68, p. 10.

⁷⁶Gregersen et al. (2010). *Does the Opportunity Cost Approach Indicate the Real Cost of REDD+ ? Rights and Realities of Paying for REDD+*, cf. note 38, p. 6.

⁷⁷Rohan et al. (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*, cf. note 50, p. 44.

⁷⁸Heemskerk et al. (2004). *Maroon perceptions of small-scale gold mining impacts, II. A survey in mining camps and affected communities in Suriname and French Guiana*, cf. note 26, p. 71.

⁷⁹Hirons (2011). « Locking-in carbon, locking-out livelihoods? Artisanal mining and REDD in Sub-Saharan Africa », cf. note 68, p. 83.

⁸⁰D. G. Brown et al. (2014). *Advancing Land Change Modeling*, cf. note 54, p. 8.

⁸¹Karsenty et Ongolo (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism », cf. note 85, p. 14.

⁸²Karsenty et Ongolo (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism », cf. note 85, p. 14; Oosterzee et al. (2012). « iREDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of leakage, permanence and additionality », cf. note 20, p. 4.

⁸³A. Angelsen (2013). « REDD+ as Result-based Aid : General Lessons and Bilateral Agreements of Norway ». In : *Review of Development Economics*. DOI : 10.1111/rode.12271.

et al.⁷⁶ suggest that the opportunity cost is inappropriate, and that the cost of a deforestation reduction project is simply the cost of law enforcement. French Guiana has been involved in a repressive policy against illegal gold-mining for more than ten years,⁷⁷ aiming at decreasing the environmental impacts of such activity. The costs of such policy are confidential but are likely to be huge as it includes satellite and helicopter observation of mining sites over a very large area covering thousands of sq. km, terrestrial interventions to destroy illegal mining sites and in some case the deportation of illegal Brazilian gold-miners who represents a great majority of the gold-mining labor force in the region.⁷⁸ Moreover, beside monitoring and repression costs, ensuring a permanence of avoided deforestation would eventually also require costs associated with finding alternative jobs for people previously involved in illegal activities.⁷⁹

Can REDD+ buy policy reforms ?

Focusing on the underlying processes leading to deforestation, rather than simply predicting deforestation patterns based on historical models, might contribute to a better understanding of what would be needed to make REDD+ effective.⁸⁰ As previously mentioned, opportunity costs might greatly underestimate real costs of avoided deforestation, and we can wonder whether funds provided from REDD+ carbon credits will be enough to develop such policies, unless extremely high reference scenarios are formulated in order to attract huge amounts of financial incentives. Even though substantial financial transfer are made however, we may wonder if countries can succeed in implementing the necessary policies to decrease their rates of deforestation, especially in case of poor of "failed States".⁸¹

Indeed, moving from a simple conceptual framework, where land-users were paid to limit the impact of their activities on neighboring forest, to a much more complex situations where perverse incentives and corruption are perceived as leading forces of deforestation⁸² points out the importance of the political dimension of deforestation. As such, REDD+ might be analyzed similarly with previous conditional Development Aid, such as World Bank and IMF Structural Adjustments Programs, from which examples researchers concluded that "aid cannot buy policy reforms".⁸³

4.6 Conclusion

Although it is tempting for HFLD countries to elaborate inflated references levels for REDD+ to make this mechanism more incentive compared to a strictly historical baseline, these countries could lose credibility and be accused of environmental blackmail-

ling. Addressing current drivers of deforestation instead of very hypothetical ones is necessary and sufficient, with no need to exaggerate baselines, as limiting their impact will be difficult and costly. The only way to ensure permanence of REDD+ credits is by changing the development trends of forested countries and eliminating corruption and perverse incentives to deforest, which cannot be expressed in the form of speculative future deforestation scenarios. These scenarios may be useful, but they can only be part of a larger bundle of information and arguments that should encompass a variety of hypothesis underlying several plausible scenarios.

TABLE 4.1 – List of geographical explanatory variables included in the deforestation location models. *Shapefiles of protected areas and road network were provided respectively by Forest offices in Guyana (GFC), Suriname (SBB), French Guiana (ONF) and Amapa (IEF). **The shapefiles for Greenstone areas were manually digitized following the geological map produced by the Guyana Geology and Mines Commission (http://www.ggmc.gov.gy/Documents/PDF/GeoServices/guy_geol.pdf) in Guyana; obtained from the Surinamese forest office (SBB) in Suriname; obtained from French Geological Survey (BRGM) in French Guiana; and provided by the Scientific and Technological Research Institute (IEPA) in Amapá.

Variable name	Resolution (m)	Approx. Range	Source
Protected areas	30	Binary	*
Dist. to nearest road	150	0-170 km	*
Dist. to nearest Greenstone area	150	0-65 km	**
Dist. to nearest stream following Strahler classification			Horton (1945), Strahler (1952), USGS (2000)
-Order 1–3 : small (Dstrahler13)	150	0.2 km	
-Order 4–6 : intermediate (Dstrahler46)	150	0-15 km	
-Order 7 or + : large (Dstrahler7+)	150	0-120 km	

4.7 Supplementary Materials

4.7.1 List of geographical explanatory variables included in the deforestation location models

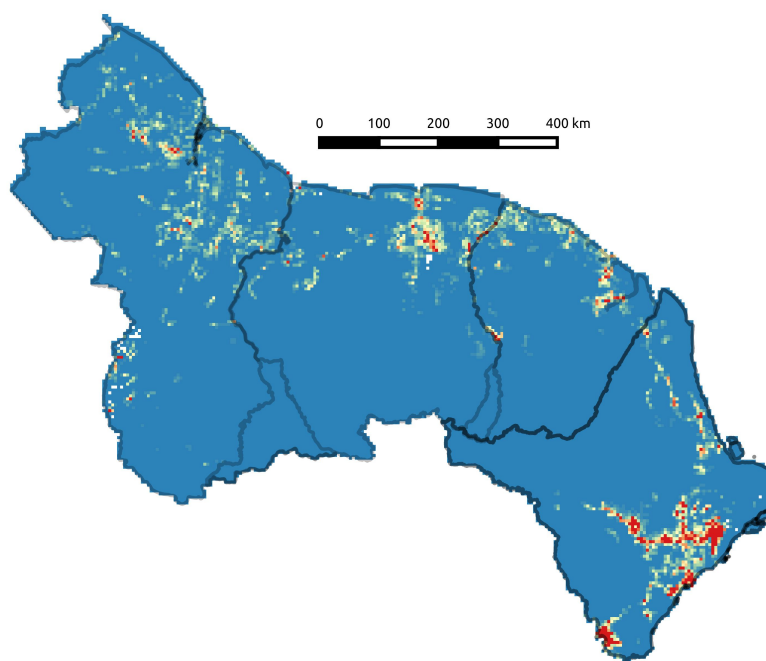


FIGURE 4.7 – HA

4.7.2 Future predicted deforestation maps (by increasing order of deforestation intensity)

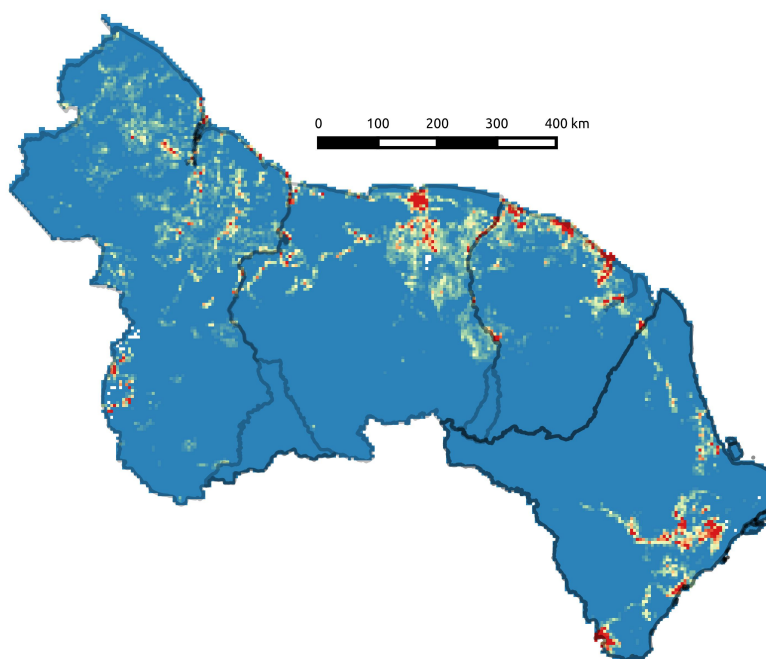


FIGURE 4.8 – GM LOW

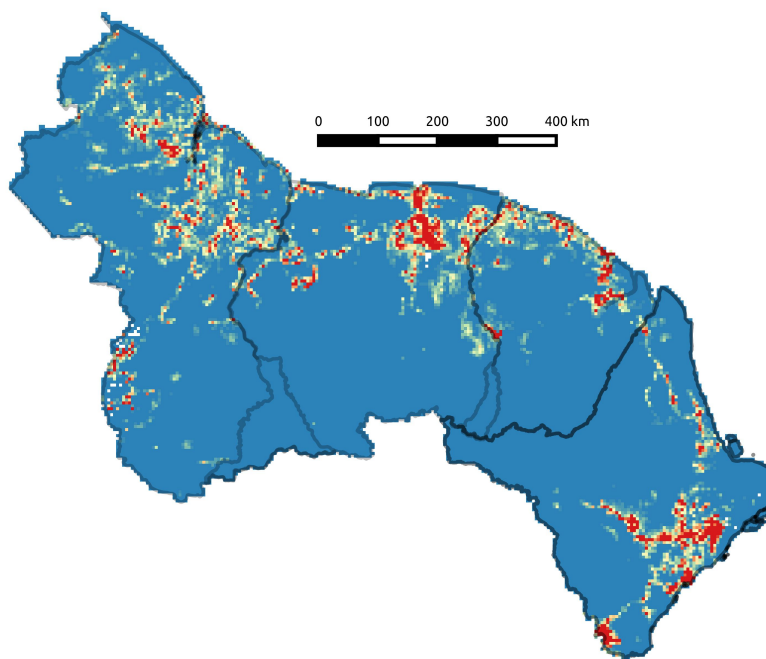


FIGURE 4.9 – FPS CI

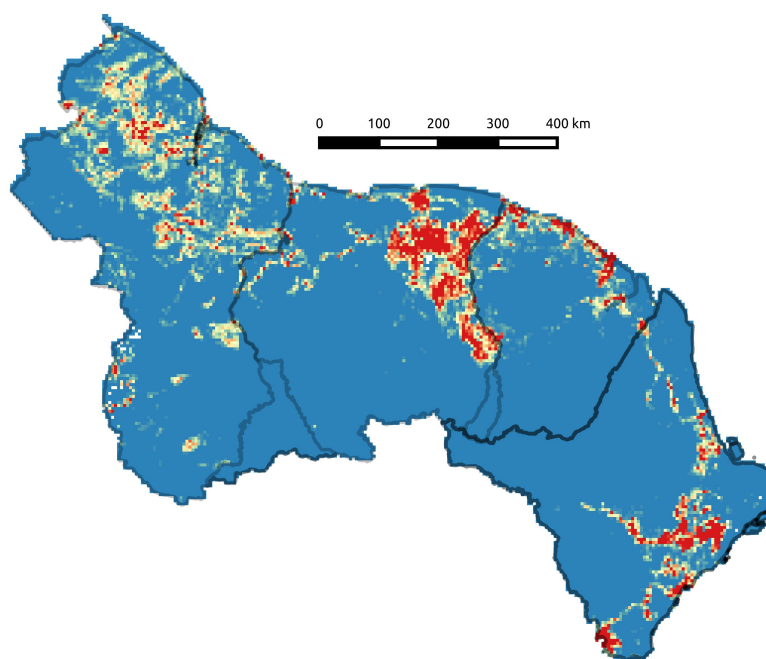


FIGURE 4.10 – GM HIGH

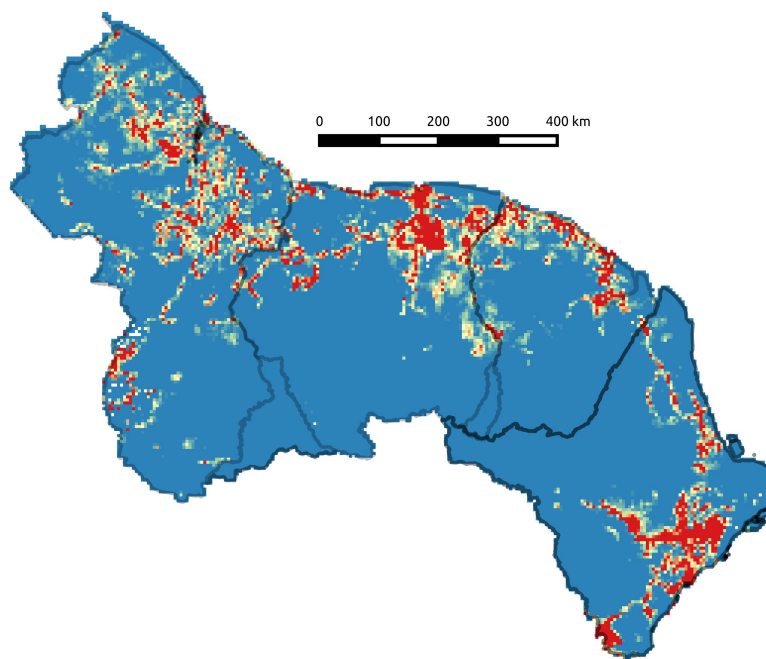


FIGURE 4.11 – NPS CI

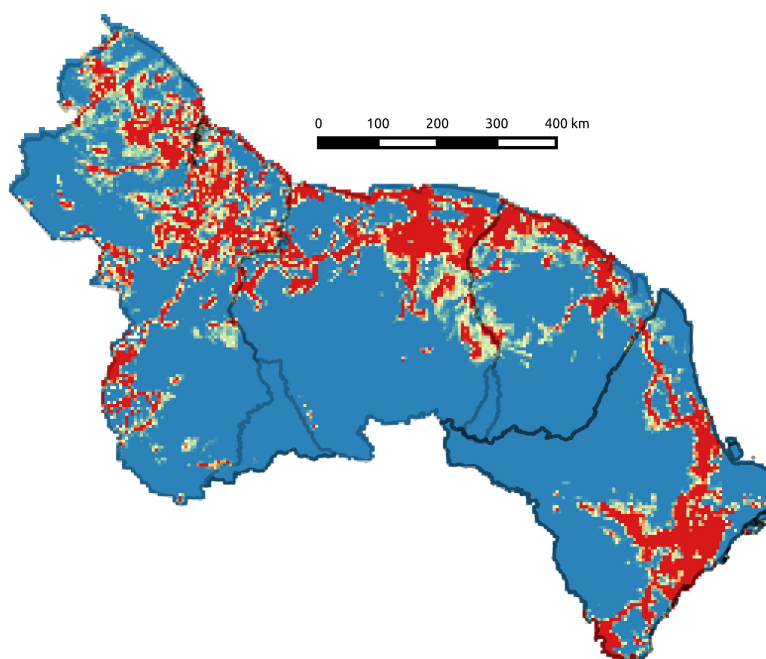


FIGURE 4.12 – JRC2050

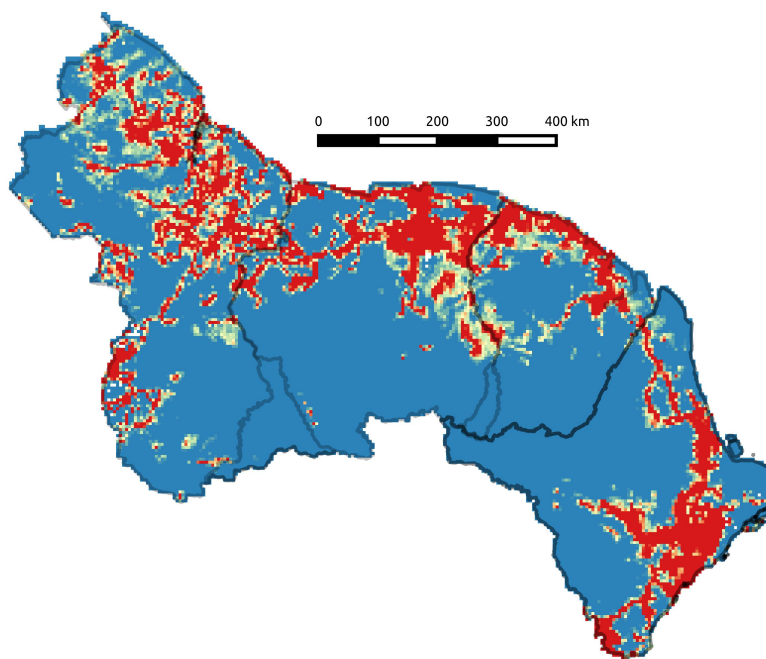


FIGURE 4.13 – BAU CI

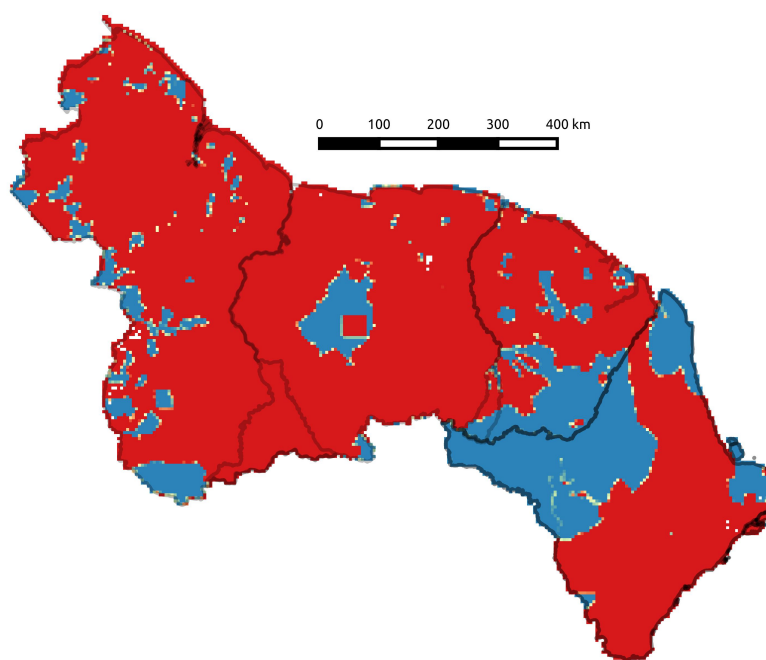


FIGURE 4.14 – ERB

CHAPITRE 5

Discussion générale

Au cours du second chapitre, la mise en place d'un cadre de modélisation appliqué au cas de la Guyane française a permis de mettre en évidence l'apport d'une focalisation des modèles d'intensité sur les processus socio-économiques dans la compréhension de la déforestation. Un modèle focalisé sur le cas de l'orpaillage a permis de mettre en évidence les déterminants socio-économiques et politiques de cette activité, tout en mettant en doute la robustesse des piliers de REDD+ que sont l'additionnalité, la permanence, ainsi que la maîtrise de la question des fuites. Enfin, la comparaison de modèles régionaux focalisés sur deux processus socio-économiques, l'orpaillage et l'effet de la croissance démographique, a permis de mettre en perspective les résultats de ces modèles avec les méthodologies plus classiques de construction des scénarios de référence.

Ces résultats nous amènent maintenant à faire le point sur ce qu'ils peuvent nous apporter pour l'analyse du mécanisme REDD+. S'ils mettent en évidence des failles importantes au sein des piliers du mécanisme, il semble néanmoins important d'insister sur la contribution de la recherche et de la modélisation dans la compréhension des facteurs de la déforestation qui est plus que jamais nécessaire dans la perspective d'aboutir un jour à la mise en oeuvre d'un mécanisme REDD+ pleinement effectif et efficace.

5.1 Des failles dans les piliers de REDD+

5.1.1 Quant au critère d'additionnalité

Une extrême variabilité des scénarios de référence possibles

Comme évoqué au chapitre 3 et précédemment souligné par Griscom et al.,¹ l'extrême variabilité des scénarios de références (deux ordres de grandeur entre le scénario le plus bas et le scénario le

¹Griscom et al. (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules », cf. note 70, p. 11.

plus haut !) risque de mettre à mal la crédibilité de la scénarisation de la déforestation future dans un schéma REDD+.

En effet, alors que la conception initiale de REDD+ comme mécanisme de paiement au résultat évalué sur la base de la déforestation évitée semblait simple² et économiquement rationnelle,³ il pourrait sembler inconcevable que la rationalité économique puisse offrir un tel éventail de choix. Dès lors que cette rationalité, justifiée par l'affirmation du faible coût de la tonne de carbone négocié, n'est plus qu'une façade pour cacher des choix principalement politiques de la part des gouvernements des pays demandeurs de fonds issus des REDD+, le critère d'additionalité ne semble déjà plus tenir.

La formulation de scénarios de référence alternatifs au scénario historique semble alors devoir répondre à un besoin d'équité, dans la mesure où des pays encore très forestés et n'ayant pas tiré profit des retombées économiques permises par la mise en culture des terres anciennement forestées souhaitent également profiter des énormes transferts financiers potentiels tirés de REDD+. Cependant, on peut se demander si la conversion des scénarios de référence en des objets politiques pourrait vraiment servir ces pays. En effet, il y a fort à parier qu'un pays comme l'Indonésie, ayant atteint des taux de déforestation phénoménaux, pèsera bien plus lourd dans la balance que les petits pays du Plateau des Guyanes, pour lesquels un scénario de référence élevé apparaîtrait immédiatement comme une forme de chantage environnemental.

REDD+ et la question de la transition forestière

Une augmentation forte et rapide des tendances de déforestation, telle qu'évoquée dans le cas du Guyana,⁴ ne semble pouvoir être justifiée qu'à l'aune de la théorie de la transition forestière.

Mais cette théorie, bien que critiquée pour être peu fondée scientifiquement comme déjà évoqué au chapitre 3, ou en tout cas souvent basée sur les exemples anciens des inflexions marquant la fin de transitions forestières observées dans l'Europe et les États-Unis sur une période s'étalant du XVIII^e au XX^e siècle,⁵ mérite une attention plus approfondie pour en apprécier l'intérêt ou en éviter les failles. Deux questions se posent donc ici :

- La transition forestière est-elle une théorie pertinente à intégrer dans le cadre de REDD+ ?⁶
- Si oui, les pays du Plateau des Guyanes se situent-ils réellement en début de transition forestière ?

La première a brièvement été traitée dans le chapitre 3. Angelsen et Rudel⁷ défendent l'idée qu'il faut adapter REDD+ aux différents contextes locaux et que la théorie de la transition forestière offre des perspectives intéressantes en ce sens. On peut cependant craindre que, bien que cette flexibilité permette d'im-

²Angelsen (2008b). *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*, cf. note 26, p. 5.

³Stern (2007). *The Economics of Climate Change*, cf. note 28, p. 5 ; Kindermann et al. (2008). « Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. », cf. note 24, p. 5.

⁴McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation », cf. note 83, p. 13.

⁵A. S. Mather (2007). « Recent Asian forest transitions in relation to forest transition theory », cf. note 90, p. 15 ; T. K. Rudel et al. (2005). « Forest transitions : towards a global understanding of land use change ». In : 15, p. 23–31. DOI : 10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001.

⁶Il ne s'agit pas tant ici de remettre en cause la théorie en soi, mais de réfléchir à son intégration dans REDD+ dans le cas où elle semblerait pertinente.

⁷Angelsen et Rudel (2013). « Designing and implementing effective REDD + policies : A forest transition approach », cf. note 45, p. 7.

pliquer un maximum de pays au sein du mécanisme REDD+, l'efficacité du dispositif n'en soit pas grandement amoindrie. En effet, il semble que l'utilisation répétée, au Guyana et au Suriname⁸, de l'étendard des pays dits « HFLD », pour caractériser le fait que ces pays seraient dans une phase initiale de la transition forestière qui ne pourrait aboutir qu'à une forte croissance de la déforestation en l'absence d'incitations financières à protéger la forêt, constitue une bien trop grande simplification de la situation socio-économique de ces pays. Il faudrait au contraire bien insister sur d'éventuelles profondes modifications sociales, économiques et politiques au sein d'un pays qui pourraient ou non provoquer l'occurrence d'une transition forestière et éventuellement déterminer son ampleur. Les points d'inflexion supposés à partir desquels la couverture forestière repart à la hausse semblent en effet très variables, comme le montrent les exemples très contrastés de l'Irlande (point d'inflexion au début du XX^e siècle pour une couverture forestière très proche de 0%) et de la Corée du Sud (point d'inflexion dans les années 1970 à plus de 55% de couverture forestière restante).⁹

Les pays du Plateau des Guyanes sont-ils alors réellement au début d'une phase de transition forestière du fait de leur forte couverture forestière et de leur faible déforestation ? A. S. Mather¹⁰ suggère qu'une des manifestations de la fin de la transition forestière pourrait être l'exode rural, du fait de l'abandon (suivi d'une régénération forestière) des terres les moins rentables. Nous avons déjà mentionné les taux très élevés d'urbanisation observés au Suriname, en Guyane française et en Amapá qui pourraient faire penser que cet exode a déjà eu lieu, ainsi que la tertiarisation massive de l'économie qui accompagne probablement ce phénomène. En Guyane française par exemple, l'absence de lycée dans les communes de l'intérieur¹¹ oblige les jeunes souhaitant poursuivre leur scolarité à rejoindre la zone côtière pour y étudier, risquant d'accentuer de fait un exode rural dès lors que ces jeunes n'auront plus l'envie ou les connaissances nécessaires (chasse, pêche, travail à l'abattis par exemple) pour reprendre la vie dans leur lieu d'origine. Le cas du Guyana est à ce titre un peu particulier, puisque moins de 30% de la population est urbaine. Cependant ce pays a dû affronter un important exode de la part la plus éduquée (et urbaine ?) de la population depuis les années 1960, du fait de l'instabilité économique et politique qui a suivi l'indépendance du pays.¹² Cette fuite des cerveaux a été, proportionnellement à la population du pays, la plus massive d'Amérique du Sud, avec un taux de migration vers les États-Unis de plus de 70% pour les diplômés d'universités et de plus de 20% pour les diplômés du secondaire en 1990.¹³ Cette situation a provoqué le lancement du « Guyana Diaspora Project », cherchant à offrir des opportunités de retour vers leur pays d'origine pour les personnes éduquées pouvant participer au développement du pays.

⁸Nous nous attardons ici sur ces deux cas puisque ce sont les deux seuls États souverains de notre cas d'étude, et donc ceux pour lesquels des documents officiels dans la perspective de REDD+ sont disponibles.

⁹Rudel et al. (2005). Cf. note 5.

¹⁰A. S. Mather (2007). « Recent Asian forest transitions in relation to forest transition theory », cf. note 90, p. 15.

¹¹Académie de Guyane (2016). *Annuaire des lycées et collèges de Guyane - 2016-2017*. Rapp. tech. Cayenne : Académie de Guyane, p. 7.

¹²Guyanese Ministry of Foreign Affairs (2017). *Guyana Diaspora Project*. URL : <http://guydproject.minfor.gov.gy/about-mgd/> (visité le 03/12/2017).

¹³W. J. Carrington et E. Detragiache (1999). « How Extensive Is the Brain Drain ? » In : *Finance and Development*.

Au delà de la seule couverture forestière restante, le souhait des populations locales de s'impliquer dans des activités économiques très impactantes pour la forêt, telles qu'une agriculture à grande échelle, est donc probablement un facteur déterminant de la situation d'un pays le long d'une hypothétique trajectoire de transition forestière.

L'incertitude dans la préparation à REDD+

Un pré-requis à la mise en place de REDD+ est la capacité des pays à connaître leur stock de carbone, par l'utilisation d'images satellites souvent associées à des inventaires forestiers sur le terrain. Cela semble d'autant plus important que la comparaison des stocks à plusieurs dates permet d'estimer la déforestation et la dégradation, une étape nécessaire à la formulation de scénarios de référence.

Dans une vision pragmatique, afin de permettre aux pays d'avancer dans la quantification de leurs émissions de GES, ce qui dans le cas de REDD+ se matérialiserait par la quantification de leur déforestation, le GIEC a suggéré trois niveaux de précision des données à utiliser. Dans un premier temps, les pays avec peu de ressources scientifiques pourraient utiliser les valeurs par défaut proposées par le GIEC concernant les facteurs d'émissions, avant d'utiliser dans un second temps des valeurs produites à l'échelle régionale ou nationale, et enfin des données produites à une échelle plus locale.¹⁴ Le passage du premier niveau au troisième, bien qu'augmentant la complexité et le coût des estimations,¹⁵ constitue bien entendu un progrès dans la capacité des pays à appréhender leur environnement. Dans la perspective de REDD+, ce progrès semble d'autant plus important que, comme le soulignent Pelletier et al.¹⁶ dans un cas d'étude au Panama, « les stocks de carbone forestier et la qualité des cartes de couverture forestière sont des paramètres clés influençant l'incertitude des modèles [de changement d'usage du sol] » (traduit de l'Anglais).

Cependant, au vu de l'incroyable variabilité des scénarios de référence possibles et de la perspective de choix essentiellement politiques concernant ces scénarios, il semble nécessaire de relativiser davantage la question de la précision des données concernant les stocks de carbone et des investissements réalisés pour les améliorer. Afin d'estimer ces stocks, des efforts considérables ont été consentis pour établir des équations allométriques toujours plus précises.¹⁷ Un autre exemple concerne le suivi de l'occupation du sol, pour lequel une course à des images satellites de plus haute résolution améliore probablement l'estimation de la déforestation et de la dégradation forestière, mais à quel prix en termes de capacité de stockage, de temps de calcul et éventuellement de coût de ces images ? Il existe nécessairement un compromis entre la résolution de cartes de couverture forestière et le temps et

¹⁴IPCC (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Rapp. tech. IPCC, p. 12.

¹⁵D. J. Baker et al. (2010). « Achieving forest carbon information with higher certainty : A five-part plan ». In : *Environmental Science and Policy* 13, p. 249–260. DOI : 10.1016/j.envsci.2010.03.004.

¹⁶J. Pelletier et al. (2011). « Diagnosing the uncertainty and detectability of emission reductions for REDD+ under current capabilities : an example for Panama ». In : *Environmental Research Letters* 6, p. 12. DOI : 10.1088/1748-9326/6/2/024005.

¹⁷A. Dourdain et B. Hérault (2015). *Allometric Equations in the Guiana Shield*. Rapp. tech. Kourou : CIRAD, p. 1–36.

les moyens nécessaires à les produire, de telle sorte qu'un pays produira nécessairement des résultats concernant sa déforestation à des périodes plus espacées dans le temps. L'exemple de l'orpaillage notamment montre l'importance d'obtenir des données à une résolution temporelle, et non seulement spatiale, fine afin de prendre en compte les dynamiques de court terme de cette activité. La mise à disposition libre et gratuite des données produites par Hansen et al.,¹⁸ utilisées dans le cadre de cette thèse, pourrait constituer un bon compromis pour les pays bénéficiant de peu de moyens et d'expertise. J'ai cependant pu constater, au cours de cette thèse, en travaillant avec les différents pays impliqués dans le projet REDD+ pour le Plateau des Guyanes, l'importance des questions de souveraineté nationale dans l'acquisition et le traitement des données.

Il ne s'agit pas ici de remettre en cause l'importance d'avoir une connaissance précise du patrimoine forestier d'un pays, mais de souligner une trop faible attention portée à l'incertitude entourant les scénarios de références, qui ne peut être entièrement résolue même avec une connaissance parfaite de la couverture forestière et des stocks de carbone associés à un moment donné.

5.1.2 Quant au critère de permanence

Un coût réel probablement largement sous-estimé

La prise en compte des coûts d'opportunité comme composante majeure du coût total de REDD+¹⁹ a créé le mythe d'un mécanisme peu coûteux. Mais force est de constater que l'inclusion des coûts réels (pour autant que leur quantification soit possible) tels que les coûts administratifs ou de mise en oeuvre de nouvelles politiques risque fort d'alourdir la facture. Le cas de l'orpaillage est riche d'enseignement à ce titre, puisque lutter contre l'orpaillage clandestin pourrait revenir à se priver d'une source majeure de revenus fiscaux et de moyens de subsistance importants pour les populations locales. Renoncer à ces revenus pourrait représenter un coût politique énorme puisque ces populations pourraient se sentir abandonnées par un État les privant d'opportunités économiques. Ce coût politique pourrait être d'autant plus important si de la corruption existe au plus au niveau de l'État. Enfin, en parallèle, il faudrait mettre en place des moyens importants et coûteux pour détecter et détruire les sites d'orpaillage clandestin, en évitant par la suite une reprise de l'activité dès l'abandon du site.

Le rapport McKinsey & Company,²⁰ qui a servi de base pour les négociations du Guyana dans le cadre de REDD+, semble être un compromis entre la nécessité de prouver que la déforestation évitée est une option à faible coût pour réduire les émissions globales de GES, et la nécessité de fournir des fonds suffisants pour le pays. L'estimation donnée de la « Valeur Économique pour

¹⁸Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

¹⁹Kindermann et al. (2008). « Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. », cf. note 24, p. 5 ; Stern (2007). *The Economics of Climate Change*, cf. note 28, p. 5.

²⁰McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation », cf. note 83, p. 13.

la Nation » se rapproche d'une estimation du coût d'opportunité de la non-déforestation au Guyana. Mais il semble que le principal but de ce rapport est de montrer que, quel que soit le niveau de ce coût d'opportunité, il sera nécessairement bien plus faible que la « Valeur Économique pour le Monde » et donc que tout le monde a intérêt à financer REDD+ au Guyana.

Cet objectif pourrait donc permettre de faire oublier les approximations liées à l'estimation des coûts de REDD+, d'autant plus que le rapport ne retient qu'une « Valeur Économique pour le Monde » liée au carbone, en mettant de côté l'ensemble des autres services écosystémiques rendus par la forêt : sous-entendu qu'il vaudrait encore mieux accepter le *deal* puisque une estimation réelle de la contribution de la forêt guyanienne au Monde donnerait à ce pays une marge de manoeuvre bien plus grande pour négocier des fonds REDD+.

Une absence de focalisation sur les vrais enjeux de la déforestation

Il ne s'agit pas ici de nier la vraie valeur de la forêt du Plateau des Guyanes pour l'équilibre climatique mondial, mais davantage de souligner qu'il pourrait s'agir là d'une excuse pour ne pas se focaliser sur les vrais enjeux liés à la déforestation et donc à sa réduction.

La déforestation évitée est vendue comme bon marché dès lors que compenser la faible valeur marchande de l'agriculture vivrière ne coûterait pratiquement rien (ce qui est évidemment faux si l'on considère le rôle primordial de l'agriculture dans la subsistance des communautés). Mais on insiste moins sur les incitations perverses à la déforestation, qui pourraient elles-mêmes être un grand gisement de réductions de la déforestation.

Sizer²¹ définit les subventions perverses comme des subventions provoquant de la déforestation ou de la dégradation forestière sans susciter un développement économique de long terme. Bien qu'ancien, ce rapport met en évidence le rôle que peuvent avoir les pays du Nord dans la déforestation, chez eux ou dans les zones tropicales, notamment en subventionnant l'ouverture de pistes forestières. Plus récemment, l'abandon du projet de la taxe additionnelle dite « Nutella » sur les produits contenant de l'huile de palme peut aussi être perçu comme une incitation à l'exploitation de cette denrée qui est le principal moteur de la déforestation en Asie du Sud-Est.²² Au sein de notre zone d'étude, on peut également mentionner le cas des subventions à la défriche agricole en Guyane française, identifiées comme un facteur important de la déforestation dans le chapitre 2, qui peuvent constituer des subventions perverses dès lors qu'elles permettent un développement résidentiel en zone rurale sans nécessairement contribuer fondamentalement à l'indépendance alimentaire et/ou

²¹N. Sizer (2000). *Perverse Habits : The G8 and Subsidies that Harm Forests and Economies*. Rapp. tech. Washington DC : World Resources Institute, p. 16.

²²AFP (2016). *Le Sénat a adopté une loi sur la biodiversité largement édulcorée*. URL : http://www.lemonde.fr/biodiversite/article/2016/05/13/le-senat-a-adopte-une-loi-sur-la-biodiversite-largement-edulcoree%7B%5C_%7D4918862%7B%5C_%7D1652692.html (visité le 03/12/2017).

à l'essor économique du département.

Au sein même des pays demandeurs de fonds REDD+ enfin, ces incitations perverses à la déforestation peuvent également exister. L'exemple du Suriname, où environ 50% du bois exporté en 2005, principalement vers la Chine, l'a été sous forme de grumes,²³ suggère que la priorité semble être donnée à l'export de produits à faible valeur ajoutée plutôt qu'à une valorisation locale qui pourrait permettre de développer l'emploi et d'augmenter la valeur des forêts comme sources de production durable de bois.

²³M. Playfair (2007). « and Prevention and Control of Illegal Activities in the Forest Sector ». In :

5.1.3 Quant à la question des fuites

Une estimation très incertaine même dans des cas *a priori* simples

Troisième et dernier grand pilier de REDD+, la question des fuites de déforestation est un point important du chapitre 3, illustré par le cas de l'orpaillage.

Ce cas d'étude semble idéal pour caractériser les fuites. En effet, la corrélation entre déforestation et cours de l'or à l'échelle régionale a été montrée de façon extrêmement claire; la mise en place d'une politique répressive contre l'orpaillage clandestin en Guyane française alors que l'activité reste très peu contrôlée au Suriname est une aubaine pour notre modèle; les orpailleurs sont connus pour s'adapter très rapidement afin d'échapper aux interventions policières mises en place en Guyane française; et enfin une très grande porosité des frontières rend les déplacements transfrontaliers très aisés. On peut donc considérer que nous avons construit un cadre de modélisation dans un cas relativement simple de fuites.

Malgré cette simplicité apparente, il ne faut bien sûr pas oublier les incertitudes liées à ces estimations. En moyenne, nous avons estimé une hausse de la déforestation liée à l'orpaillage au Suriname d'environ 12 000 ha et une déforestation évitée en Guyane française d'environ 4 000 hectares en réponse à la politique répressive française, ce que l'on pourrait donc considérer comme une fuite. Cependant, les intervalles de confiance à 95% autour de ces estimations de déforestation évitée (en Guyane française) / exportée (vers le Suriname) sont amples, correspondant à une fourchette allant de -14 400 à +6 000 et de -8 800 à +33 000 hectares en Guyane française et au Suriname respectivement (les (-) indiquant une déforestation plus faible qu'en l'absence de politique répressive, les (+) indiquant une déforestation plus forte qu'en l'absence de politique répressive). De plus, certains biais évoqués au chapitre 3 pourraient modifier ces estimations. D'une part l'utilisation du nombre de carbeta détruits par an durant les interventions Harpie comme variable explicative est critiquable, même s'il semble difficile d'établir une variable qui pourrait représenter de façon précise l'intensité de la répression. D'autre part,

la conversion de nombreux orpailleurs à l'orpaillage primaire sous couvert forestier, bien plus discret, peut avoir contribué à sous-estimer les fuites en sous-estimant l'activité résiduelle d'orpaillage illégal en Guyane française (les orpailleurs peuvent être restés au mêmes endroits, mais en se cachant). Enfin, l'utilisation d'un modèle de type multiplicatif prédisant une amplification de la déforestation liée à l'orpaillage au Suriname peut également être discutée. Cette hypothèse nous a semblé justifiée pour deux raisons : d'abord par l'idée que les orpailleurs arrivant au Suriname pourraient développer leur activité de façon bien moins contrainte et donc provoquant des dégâts environnementaux supplémentaires ; ensuite en supposant que la concentration d'un plus grand nombre d'orpailleurs le long de la berge surinamaïse du fleuve Maroni pouvait créer des opportunités d'économies d'échelle rendant l'exploitation plus rentable, notamment en facilitant l'approvisionnement en facteurs de production, tels que les machines, l'essence ou le mercure, et en aliments. On pourrait cependant y opposer le fait que les déplacements forcés des orpailleurs du fait de la pression exercée par les opérations Harpie infligent nécessairement des coûts financiers et psychologiques, ou encore l'idée qu'une concentration trop importante d'orpailleurs dans une même zone pourrait engendrer des conflits et des mécanismes de compétition nuisant à la productivité. Ces arguments peuvent aller à l'encontre de l'hypothèse d'une amplification de l'orpaillage au Suriname, cependant ils impliquent de fait des interactions entre la politique française vis-à-vis de l'orpaillage et la déforestation au Suriname, qui rendent pertinente l'utilisation d'un modèle multiplicatif.

Au regard de ces incertitudes, est-il réellement crédible de penser intégrer proprement les fuites au sein des scénarios de référence pour REDD+ ?

Compenser les fuites de déforestation : un enjeu diplomatique ?

Dans tous les cas, on peut aussi se poser la question de comment faire face concrètement à la question des fuites, même si elles pouvaient être parfaitement estimées *a priori*.

Une focalisation sur des projets REDD+ nationaux plutôt qu'à une échelle sub-nationale a été perçue comme un moyen de limiter les risques de fuites,²⁴ sous-entendu que les fuites se produisant au sein d'un même territoire elles ne modifieraient pas le bilan carbone du pays en question. Le cas de l'orpaillage sur le Plateau des Guyanes est un cas manifeste de fuite transnationale, qui pourrait être une situation très générale dans le cadre d'une économie globalisée.

Les questions diplomatiques dépassent très largement le cadre de cette thèse, mais le problème des fuites de déforestation transnationales empêche d'ignorer ce problème. Du point de vue français,

²⁴S. Wunder (2008). « How do we deal with leakage ? » In : *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*. Sous la dir. d'A. Angelsen. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 65-75.

la politique de répression de l'orpaillage clandestin semble avoir permis de réduire la déforestation sur le territoire guyanais. À l'échelle régionale, comme nous l'avons évoqué dans le chapitre 3, il semblerait que cette politique ait au contraire contribué à une hausse de la déforestation totale liée à l'orpaillage, par une amplification du phénomène au Suriname. Mais serait-il pour autant légitime de réclamer de la part de l'État français une aide pour le coup supplémentaire porté à la forêt surinamaïse ? Répondre par la négative et renvoyer la responsabilité à l'État surinamais, probablement peu enclin à tenter de maîtriser une activité qui lui fournit une part considérable de son PIB, peut sembler une évidence. Il n'en reste pas moins que la responsabilité de l'État français a été évoquée lors d'échanges avec les services forestiers du Suriname (SBB) ayant eu lieu dans le cadre de cette thèse, indiquant que la politique unilatérale de la France nuisait à la capacité du Suriname à maîtriser l'orpaillage informel sur son territoire.

Le problème pourrait encore se poser en sens inverse, complexifiant davantage encore la question de l'estimation des fuites de déforestation. En effet, la fiscalité et les prix avantageux appliqués au Suriname pourraient provoquer un afflux d'or produit au Guyana et en Guyane française vers ce pays²⁵ qui bénéficierait alors d'importantes recettes fiscales additionnelles. Ces rentrées d'argent seraient donc issues de dégradations environnementales ayant eu lieu au contraire en Guyane française et au Guyana.

²⁵ Heemskerk (2010). *The Gold Marketing Chain in Suriname*, cf. note 35, p. 73.

La question des échelles et des temporalités

Analyser les fuites de déforestation nécessite une attention toute particulière portée à leurs échelles et leurs temporalités. Cela implique donc de s'intéresser à la fois à une échelle bien plus large que celle du projet subnational ou du pays, mais également à une échelle temporelle potentiellement bien plus fine que la décennie, qui sert souvent de base à l'établissement des scénarios de référence historiques. Cette généralité et cette précision constituent un défi majeur en matière de modélisation de la déforestation ainsi que de création des cartes de déforestation qui sont un pré-requis à tout modèle, du fait d'un nécessaire compris entre résolutions spatiales et temporelles des données évoqué plus haut dans ce chapitre.

On peut en effet imaginer une grande entreprise transnationale délocaliser ses activités depuis un pays s'étant engagé à réduire de façon drastique ses niveaux de déforestation vers un pays dont un scénario de référence généreux pourrait permettre une hausse temporaire des taux de déforestation. De tels changements pourraient se faire à une très large échelle, typiquement celle des tropiques, mais ne peuvent pas se mettre en place de façon instantanée. Dans le cas de grandes multinationales, fort est à parier également que les ONG environnementales risqueraient

de médiatiser ces transferts de déforestation, d'autant plus si le secteur est engagé dans une transition vers une production dite « zéro déforestation ».

Le cas de l'orpaillage illégal et artisanal représente évidemment un cas très différent, où au contraire les déplacements de main d'œuvre sont nécessairement plus limités dans l'espace, mais peuvent par contre se dérouler sur une période de temps très courte (quelques jours ou semaines?).

5.2 Quelles perspectives pour le mécanisme REDD+

5.2.1 L'« aidification » de REDD+

Alors que REDD+ était perçu comme un mécanisme parfaitement inédit et prometteur, notamment par la création de mesures incitatives auprès des propriétaires et utilisateurs de la terre en faveur de la conservation de la forêt, mais également du fait de la grande ampleur des financements attendus,²⁶ la difficile mise en place d'un cadre international à la hauteur des espérances a, peu à peu, rapproché ces conceptions initiales du cadre plus classique et mieux connu de l'aide au développement.

²⁶ Angelsen et McNeill (2012). « L'évolution de la REDD+ », cf. note 33, p. 6.

Une approche multi-critère

Ce rapprochement se manifeste dans un premier temps par la multiplicité des objectifs des projets REDD+ aujourd'hui.

L'objectif initial de la CCNUCC, comme en témoigne son article 2 (voir encadré ci-dessous), était la stabilisation des émissions de GES dans un but d'éviter des perturbations extrêmes du climat.²⁷

²⁷ CCNUCC (1992). *Convention-Cadre des Nations-Unies sur les Changements Climatiques*.



Article 2 de la CCNUCC, 1992

OBJECTIF : L'objectif ultime de la présente Convention et de tous instruments juridiques connexes que la Conférence des Parties pourrait adopter est de stabiliser, conformément aux dispositions pertinentes de la Convention, les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique. Il conviendra d'atteindre ce niveau dans un délai suffisant pour que les écosystèmes puissent s'adapter naturellement aux changements climatiques, que la production alimentaire ne soit pas menacée et que le développement économique puisse se poursuivre d'une manière durable.

²⁸ Angelsen et McNeill (2012). « L'évolution de la REDD+ », cf. note 33, p. 6.

Cet objectif, focalisé sur les émissions de GES et donc le carbone, était aussi celui initialement fixé pour REDD+. A partir de 2005 cependant, d'autres objectifs sont venus se greffer.²⁸ Ces

nouveaux objectifs ont émergé notamment suite à la défense de l'idée, de la part des ONG, que les forêts sont bien plus que du carbone,²⁹ abritant une biodiversité riche et constituant la base de la survie de nombreuses populations qui doivent également constituer une priorité.

Suite à la Conférence de Bali, l'importance de la recherche de co-bénéfices dans la mise en oeuvre du mécanisme REDD+ est finalement soulignée,³⁰ ouvrant la voie à l'intégration d'enjeux nouveaux tels que l'amélioration de la capacité d'adaptation au changement climatique, le renforcement des droits des populations autochtones ou encore de la gouvernance environnementale.³¹

Cet élargissement des objectifs de REDD+ bien au delà des enjeux carbone a donc définitivement ancré l'idée que ce mécanisme partageait des objectifs multiples et communs avec l'aide au développement.

Des acteurs multiples

La multiplicité des objectifs associés à REDD+ a probablement contribué à l'intérêt d'une gamme variée d'acteurs, dépassant le cadre étatique initialement privilégié, qui se sont appropriés et ont adapté les principes du mécanisme.³²

L'implication du secteur privé est ainsi largement dominante au sein des projets identifiés REDD+, avec une part de 79%, s'agissant pour moitié d'acteurs privés à but lucratif et pour moitié d'acteurs privés à but non lucratif. Seuls 16% des projets sont associés à des organismes publics³³ et 3% à des organismes de recherche.³⁴

Bien qu'il ne s'agisse pas de projets REDD+ en soi, mais plutôt de la préparation à une demande de projet REDD+, le rapport McKinsey publié en lien avec le Guyana souligne également l'intérêt des sociétés privées de conseil pour le mécanisme. Ainsi, le projet REDD+ pour le Plateau des Guyanes est à cette image, mêlant des acteurs privés, tels que le bureau d'études ONF International, et publics, tels que le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM).

Cet ensemble d'acteurs, ainsi que les financements dont ils disposent, rendent d'autant plus clair le rapprochement entre le mécanisme REDD+ et l'aide au développement. Le financement de REDD+ de la part des États provient majoritairement de budgets destinés à l'aide au développement, permettant ainsi aux États donateurs d'atteindre leurs objectifs de participation à l'aide internationale.³⁵ Dans le cas des acteurs privés, Simonet³⁶ montre une grande porosité entre les projets d'aide au développement ou à la conservation et les projet REDD+, avec l'exemple d'un projet³⁷ lancé en 2012 par une ONG brésilienne et présenté comme un projet REDD+, en étant toutefois très proche d'un précédent programme de paiement pour services écosystémiques lancé en 2003

²⁹Dyer et Counsell (2010). *Briefing McREDD : How McKinsey 'cost-curves' are distorting REDD*, cf. note 40, p. 7.

³⁰CCNUCC (2007). *Bali Action Plan*.

³¹Angelsen et McNeill (2012). « L'évolution de la REDD+ », cf. note 33, p. 6.

³²G. Simonet (2016). « La gestion des forêts tropicales comme levier d'atténuation du changement climatique : l'expérience des 'projets REDD+' ». Thèse de doct. AgroParis Tech, p. 305.

³³Concernant la participation des États, la Norvège est sur le devant de la scène avec des financements massifs de projets REDD+ au Brésil, en Tanzanie, en Indonésie ou au Guyana.

³⁴G. Simonet et al. (2015). « 'REDD+ projects in 2014 : an overview based on a new database and typology ».

³⁵Angelsen (2013). « REDD+ as Result-based Aid : General Lessons and Bilateral Agreements of Norway », cf. note 83, p. 112.

³⁶Simonet (2016). Cf. note 32.

³⁷Nommé « Projet PAS », pour *Projeto Assentamentos Sustentaveis*

mais abandonné peu après pour cause de manque de financement.

5.2.2 Les risques liés à cette évolution de REDD+

Une dissociation vis-à-vis des paiements au résultat

³⁸ Angelsen et McNeill (2012). « L'évolution de la REDD+ », cf. note 33, p. 6.

La multiplication des objectifs de REDD+ peut bien évidemment conduire à limiter son efficacité.³⁸ Dans tous les cas, elle rend plus difficile la caractérisation des résultats potentiels d'un projet.

L'établissement de scénarios de référence dans le cadre d'un projet REDD+, permettant par la suite l'estimation de la déforestation évitée et des transferts financiers associés, était déjà soumis à une très grande incertitude, comme évoqué tout le long de ce manuscrit. Cependant, la prise en compte d'objectifs plus larges tels que l'amélioration de la gouvernance pose la question du choix des indicateurs de performance ainsi que de leur pertinence. En plus des indicateurs pertinents, se pose également la pertinence de l'échelle temporelle de mesure de l'efficacité : alors qu'on pouvait espérer constater rapidement des diminutions des taux de déforestation, le fait que celles-ci nécessitent d'importants changements dans les politiques publiques nationales pour être obtenues risque d'allonger considérablement le temps nécessaire pour obtenir des résultats en termes de diminution des émissions de carbone.

De ce fait, ce rapprochement des principes du mécanisme REDD+ et de ceux plus généraux de l'aide au développement entraîne nécessairement une dissociation de REDD+ avec les objectifs initiaux centrés sur le paiement aux résultats.

De fortes convergences d'intérêt

Par ailleurs, la similarité entre le mécanisme REDD+ tel qu'il a évolué jusqu'à aujourd'hui et l'aide au développement permet d'entrevoir certaines limites qui ont été constatées quant à cette dernière.

L'une d'elles est causée par un intérêt partagé à effectuer des paiements importants, autant pour les pays donateurs que pour les pays receveurs. Pour le pays receveur, l'importance d'obtenir les ressources financières est une évidence. Mais pour le pays donneur également, le décaissement semble être devenu une fin en soi.³⁹ En effet, au sein des bureaucraties chargées de l'aide au développement, ne pas dépenser le budget alloué pourrait être perçu comme une mauvaise planification et surtout risquer de provoquer une diminution des budgets futurs. Casser ce cercle vicieux semble donc une priorité pour éviter que des fonds puissent être dépensés inutilement, dans un premier temps en privilégiant des financements de long terme par exemple.

En amont des projets REDD+, le cas des travaux de la compagnie de conseil McKinsey illustre un autre type de convergence

³⁹ J. Svensson (2003). « Why conditional aid does not work and what can be done about it ? » In : 70, p. 381-402. DOI : 10.1016/S0304-3878(02)00102-5.

d'intérêt qui pourrait nuire à l'implémentation du mécanisme REDD+ et à son efficacité. Cette société de conseil a su se placer en leader de la programmation de projets REDD+, avec une participation également mentionnée en République Démocratique du Congo ou en Papouasie-Nouvelle Guinée.⁴⁰ On a, par ailleurs, évoqué de nombreuses fois dans ce manuscrit le rapport rédigé en partenariat avec le Guyana et établissant un scénario de référence « économiquement rationnel ».⁴¹ Ce type de scénario, prévoyant de très fortes augmentations des taux de déforestation, et donc d'importantes compensations financières en cas de maintien de bas niveaux de déforestation effective, peut sembler très favorable aux potentiels pays receveurs qui seraient dès lors tentés de ne faire appel qu'à des entreprises leur fournissant les bases de scénarios de référence confortables leur permettant de bénéficier de paiements importants sans avoir besoin de fournir le moindre effort.

Affronter le bilan de l'aide au développement

Finale­ment donc, le futur du mécanisme REDD+ semble intimement lié au fonctionnement plus général de l'aide au développement. La perception initiale de REDD+ comme un mécanisme inédit pouvait faire oublier le passif de l'aide au développement, mais leur rapprochement obligera à la prise en compte du bilan de celle-ci, qui peut être riche d'enseignement sur les défis qu'aura à affronter le mécanisme REDD+.⁴²

L'histoire de l'aide au développement est particulièrement marquée par l'échec des programmes d'ajustements structurels ayant conditionné l'aide à l'ouverture aux échanges, à la déréglementation et à des vagues de privatisation, sans provoquer une croissance économique durable ni la diminution de la pauvreté.⁴³ Plus généralement, la question de l'efficacité de l'aide au développement est largement débattue.⁴⁴ Burnside et Dollar⁴⁵ ont mis en évidence le fait que l'aide ne peut être efficace que dans le cadre d'une bonne gouvernance au sein du pays receveur. Trois ans plus tard, Easterly et al.⁴⁶ ont formulé une réponse aux auteurs de l'article précédent, estimant au contraire que la mise à jour des données remettait en cause la robustesse de leur conclusion, indiquant qu'il semble impossible de mettre en évidence l'efficacité de l'aide au développement même dans les pays bénéficiant d'une bonne gouvernance.⁴⁷ Au sein de ce débat cependant, se pose nécessairement la question de la définition de ce qu'est une bonne gouvernance, ainsi que de l'utilisation par ces auteurs de la croissance économique comme mesure de l'efficacité de l'aide.⁴⁸ Si « [l']on ne sait toujours pas ce qui explique et détermine les processus de développement réussis », ⁴⁹ la volonté politique semble être un pré-requis à l'efficacité dans le cadre de REDD+. Mais les apports de la recherche, indiquant que l'aide ne suffit pas à obtenir des réformes politiques,⁵⁰ posent bien évidemment la question de l'efficacité à la fois de l'aide au développement et du mécanisme

⁴⁰ Greenpeace (2011). *Bad Influence. How McKinsey advice leads to rainforest destruction in the Democratic Republic of Congo*. Rapp. tech. Greenpeace, p. 4.

⁴¹ McKinsey & Company (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation », cf. note 83, p. 13.

⁴² Angelsen (2013). « REDD+ as Result-based Aid : General Lessons and Bilateral Agreements of Norway », cf. note 83, p. 112.

⁴³ P. Jacquet (2006). « Les enjeux de l'aide publique au développement ». In : *Politique étrangère* 4. DOI : 10.3917/pe.064.0941.

⁴⁴ Ibid.

⁴⁵ C. Burnside et D. Dollar (2000). « Aid, Policies, and Growth ». In : *The American Economic Review* 90.4, p. 847-868.

⁴⁶ W. Easterly et al. (2003). « New Data, New Doubts : a Comment on Burnside and Dollar's "Aid, Policies and Growth" (2000) ». Cambridge MA.

⁴⁷ Jacquet (2006). Cf. note 43.

⁴⁸ Ibid.

⁴⁹ Ibid.

⁵⁰ Angelsen (2013). « REDD+ as Result-based Aid : General Lessons and Bilateral Agreements of Norway », cf. note 83, p. 112.

REDD+.

Enfin, au delà de l'efficacité de l'aide au développement ou de REDD+ en soi, se pose le problème de l'utilisation des ressources financières mises en jeu. Nous avons évoqué précédemment le fait que les coûts de transaction associés aux éventuels projets REDD+ pouvaient dépasser le simple coût d'opportunité de la déforestation évitée. Or la multiplication des acteurs impliqués dans REDD+ pourrait contribuer à une augmentation de ces coûts de transaction, du fait de besoins plus grands de coordination notamment. Ce point a déjà été soulevé dans le cadre de l'aide au développement comme une possible source de baisse d'efficacité de l'aide,⁵¹ bien qu'il soit encore controversé.⁵²

⁵¹Jacquet (2006). « Les enjeux de l'aide publique au développement », cf. note 43, p. 133.

⁵²S. W. Pallas et J. P. Ruger (2016). « Does donor proliferation in development aid for health affect health service delivery and population health? Cross-country regression analysis from 1995 to 2010 ». In : p. 1–11. DOI : 10.1093/heapol/czw164.

5.2.3 Conclusion : faire ressortir les espoirs de l'histoire de REDD+

Une formidable tribune pour les enjeux forestiers

Malgré ses failles et les critiques qu'il a pu affronter, force est de constater qu'un des mérites du mécanisme REDD+ et des débats qui l'entourent a été de placer les enjeux forestiers au cœur de la lutte contre le changement climatique. Il semble aujourd'hui inconcevable de penser la politique climatique globale, d'autant plus dans l'objectif d'une limitation à un réchauffement à 2 degrés qui nécessite une intervention massive et rapide, sans prendre en compte l'avenir des forêts.⁵³

Bien que l'élargissement des objectifs de REDD+ aux enjeux de biodiversité, de pauvreté et de bonne gouvernance a probablement complexifié son développement, ce mouvement a contribué à un débat permettant à des pays en développement de faire entendre leur voix, même si le penchant négatif de ce débat a été l'émergence de cas de chantages environnementaux.

⁵³Angelsen et al. (2012). « Analysing REDD+ : Challenges and choices », cf. note 9, p. 95.

La mise en évidence de politiques vertueuses

D'après Angelsen,⁵⁴ un apport des débats sur REDD+ et des travaux sur l'analyse de la déforestation qui les ont accompagnés, a été de mettre en évidence des politiques vertueuses, qui semblent importantes à défendre même sans les relier explicitement à des objectifs de réductions des émissions dues à la déforestation.

Ces propositions incluent :

- la clarification du régime foncier. Elle permettrait des investissements dans la productivité des terres, l'intensification agricole pouvant à la fois contribuer à améliorer la sécurité alimentaire et à diminuer les pressions sur la forêt. Elle contribuerait par ailleurs à mettre fin à une course à la déforestation comme moyen d'affirmer un droit de propriété sur la terre⁵⁵ ;

⁵⁴Angelsen (2013). « REDD+ as Result-based Aid : General Lessons and Bilateral Agreements of Norway », cf. note 83, p. 112.

⁵⁵Karsenty et Ongolo (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism », cf. note 85, p. 14 ; C. Araujo et al. (2009). « Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon ». In : *Ecological Economics* 68.8-9, p. 2461–2468. DOI : 10.1016/j.ecolecon.2008.12.015.

- la suppression des subventions perverses à la déforestation, notamment l'octroi de crédits ou d'avantages fiscaux aux agents économiques à l'origine d'une déforestation massive. Le cas de la contribution des subventions à la défriche agricoles mentionné au chapitre 2⁵⁶ pourrait constituer un exemple de subventions perverses à la déforestation dès lors qu'elles contribuent peu au développement économique, même l'exemple de la Guyane française n'est pas à proprement parler massif ;
- l'amélioration de la disponibilité de données de couverture forestière notamment, perçues comme indispensables à une bonne planification et surveillance du territoire. Bien que chaque pays cherchera probablement à rester maître de ses données, la publication des cartes mondiales de déforestation par Hansen et al.⁵⁷ est probablement une avancée en ce sens.

D'autres propositions sont d'ordres plus général :

- le renforcement de l'État de droit, par l'élimination de la corruption et le renforcement des moyens de protection des forêts contre les activités illégales, dont l'orpaillage sur le Plateau des Guyanes évoqué au chapitre 3 montre un exemple complexe et probablement coûteux ;
- le renforcement des capacités institutionnelles, notamment en gestion financière, planification territoriale et dans la coordination entre les secteurs ;
- l'amélioration de la gouvernance forestière, incluant entre autres la transparence financière et dans la prise de décision, qui semble primordiale notamment lors de l'octroi de grandes concessions forestières.⁵⁸

La question des données mises à part (bien qu'elles soient primordiales pour la planification, on a déjà évoqué le fait qu'il ne faut pas surestimer l'importance de la recherche de la précision à tout prix), les cinq autres propositions sont en fait très liées et peuvent se résumer par la recherche d'une bonne gouvernance et la suppression des incitations (dans un cadre plus large que les seules subventions) perverses à la déforestation. Il est probable que les ONGs aient un rôle très important à jouer dans la dénonciation de ces incitations, qu'elles soient mises en oeuvre depuis les pays développés en provoquant de la déforestation dans les pays en développement, ou au sein même des pays en développement.

Modéliser la déforestation pour soutenir un développement rationnel de REDD+

Le rôle de la modélisation de la déforestation en lien avec REDD+ a, lui, peut-être été trop porté vers la formulation de scénarios de référence. De ce fait, l'accent a été mis sur la précision de ces modèles au détriment de leur robustesse, notamment lorsque ceux-ci ont été spatialement explicités et comparés à des cartes

⁵⁶Dezécache et al. (2017b). « Moving forward socio-economically focused models of deforestation », cf. note 40, p. 75.

⁵⁷Hansen et al. (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change », cf. note 92, p. 16.

⁵⁸L. Tacconi, éd. (2007). *Illegal logging : law enforcement, livelihoods and the timber trade*. London : Earthscan, p. 301.

de déforestation historiques. Ces modèles spatialement explicites, particulièrement focalisés sur les déterminants spatiaux de la déforestation (la topographie ou la distance aux routes notamment), ont défendu leur bilan par la précision des cartes fournies, alors qu'ils contribuaient peu à la compréhension des processus socio-économiques et politiques à l'origine de la déforestation.

Il semble donc primordial de remettre ces processus au centre des discussions. S'il est probable que, le cas échéant, la détermination des scénarios de référence dans le cadre de REDD+ reste une décision politique, l'apport des modèles peut justement se situer en amont, alimentant les débats sur les vraies forces sous-jacentes de la déforestation.

Ce travail est ambitieux, puisqu'il nécessiterait de prendre en comptes les multiples échelles qui caractérisent la déforestation, des contraintes locales aux pressions globales, mais semble néanmoins indispensable pour contribuer de façon utile au débat sur la réduction de la déforestation.

CHAPITRE 6

Annexes

March 3, 2017

PRESS RELEASE



> Guiana Shield: world gold prices determine the extent of deforestation

That old safe haven, gold, could well seal the destiny of at least part of the forests of the Guiana Shield. This is what emerged from work by researchers from CIRAD, the CNRS and the University of French Guiana, published in the journal *Environmental Research Letters*. For the first time, the scientists involved used maps of annual deforestation based on high-resolution satellite images to examine the impact of gold mining on the tropical rainforests of the Guiana Shield between 2001 and 2014. This new analysis, which covered Guyana, Surinam, French Guiana and the Brazilian state of Amapá, showed that when gold prices rise, deforestation increases, and that when they fall, deforestation decreases. It also revealed substantial disparities from one country to another, which would warrant drafting more coordinated regulatory policies on the scale of the Guiana Shield, and casts doubt on the relevance of global deforestation control mechanisms such as REDD+.

The tropical rainforest covering the Guiana Shield is still one of the least fragmented on Earth, but gold mining is wreaking havoc: in all of South America, this region is the main hub of deforestation as a result of the activity. Mining for the precious metal has been encouraged, since the early 2000s, by the explosion in global demand. Rising prices have led to the development of mining in regions that were previously less profitable, with substantial environmental consequences.

Researchers from the the research Unit "Ecology of Guianan Forests" and "Forests and Societies" carried out the most precise analysis ever of the impact of gold mining in a 600 000-km² zone stretching from the Amapá State in Brazil to Guyana, via French Guiana and Surinam. Using annual deforestation maps based on high-resolution satellite images, they were able to assess the temporal dynamics of gold mining and establish links with socioeconomic and political factors.

Gold price fluctuations determine deforestation

"There was a very strong link between world gold prices and deforestation resulting from gold mining over our study period", says Camille Dezécache, a PhD student at the University of French Guiana and lead author of the study. *"When the gold price was below \$ 400/ounce around fifteen years ago, some 2000 hectares of forest were being cleared per year due to gold mining. When it shot up to \$ 1600/ounce in 2011-2012, deforestation reached almost 9000 ha per year."* This link is highly dynamic, and applies in the event of both price rises and price falls: when the gold price fell after 2012, deforestation as a result of gold mining also decreased sharply.

The limitations of REDD+ mechanism ?

This observation highlights the limitations of mechanisms such as REDD+, which give countries that limit deforestation carbon credits. For such mechanisms to be effective, payments must be proportional to the amount of deforestation "avoided". Yet how can we know whether it was avoided thanks to effective environmental policies or merely due to a fall in the gold price? "There is a risk of over- or underestimating the effort actually put in by the countries participating in REDD+", says Bruno Hérault, the CIRAD researcher who supervised the work. "If gold prices fall, we may find ourselves paying countries that have simply seen deforestation rates fall as a result of less gold mining. Conversely, when gold prices are very high, any attempt to control gold mining, hence deforestation, would be pointless or at the very least extremely costly."

March 3, 2017

PRESS RELEASE

Guiana Shield: world gold prices determine the extent of deforestation



Guianese illegal gold mining site seized by French soldiers in 2011. French armed forces are fighting this illegal activity within the framework of Opération Harpie © État-major des Armées - Ministère de la Défense

Regional cooperation is vital

The detailed nature of this work served to highlight the very substantial disparities between Guiana Shield countries. Whereas deforestation due to gold mining is skyrocketing in Guyana and Surinam, it is marking time in French Guiana and Amapá, since in these zones, illegal mining is facing or has faced strong repressive measures. However, in this region, where illegal movements are facilitated by the difficulty of conducting controls along border rivers, the co-existence of very different policy frameworks is a major problem. *"In the past, many Brazilian gold miners travelled to French Guiana to escape police repression in Brazil",* Camille Dezécache explains. *"However, our work looked at almost two decades of annual deforestation data for French Guiana and Surinam, and suggests that there are now massive deforestation flows between these two countries."* According to the study, the repressive situation in French Guiana may even have exacerbated deforestation in the region as a whole. The system of "communicating vessels" also raises issues about how REDD+-type mechanisms are applied, since the implementation of a given policy in one country interferes with deforestation in neighbouring countries.

Does this mean the fight against clandestine gold mining in French Guiana should be scaled down? Certainly not, because illegal gold mining, and the resulting deforestation, would rapidly increase once again and compound the problem on a regional scale. However, it is absolutely vital to step up regional cooperation aimed at controlling informal or illegal gold mining. *"This is a complex problem, since cooperation runs up against issues of national sovereignty, and also strong local opposition. Gold mining makes a substantial contribution to the GDP of countries in the region, particularly Surinam and Guyana",* Bruno Hérault concludes.

REFERENCE

Dezécache C. *et al.* **Gold-Rush in a Forested El Dorado: Deforestation Leakages and the Need for Regional Cooperation.** *Environmental Research Letters*, 2017;
DOI : 10.1088/1748-9326/aa6082

LINKS

Website of Paracou Research Station (French Guiana) :
<http://paracou.cirad.fr/>

CONTACT

Press

Lionel Cavicchioli,
Montpellier,
lionel.cavicchioli@cirad.fr
Tél. : +33 (0)7 88 46 82 85

Scientist

Bruno Hérault,
UMR Écologie des Forêts de Guyane,
Campus Agronomique,
Kourou, French Guiana
bruno.herault@cirad.fr
Tél. : +594 5 94 32 92 05
Fax : +594 5 94 32 73 51
Port. : +33 (0)694423818 or
+33 (0)694423806

**Agricultural Research for
Development**

www.cirad.fr



Bibliographie

- 24HGOLD.COM. *French Guyana : history of gold production*. URL : http://www.24hgold.com/english/stat%7B%5C_%7Dcountry%7B%5C_%7Ddetail.aspx?pays=French%20Guyana%7B%5C%7Ddeid=24470B1670 (cf. p. 44).
- ACADÉMIE DE GUYANE (2016). *Annuaire des lycées et collèges de Guyane - 2016-2017*. Rapp. tech. Cayenne : Académie de Guyane, p. 7 (cf. p. 123).
- AFP (2016). *Le Sénat a adopté une loi sur la biodiversité largement édulcorée*. URL : http://www.lemonde.fr/biodiversite/article/2016/05/13/le-senat-a-adopte-une-loi-sur-la-biodiversite-largement-edulcoree%7B%5C_%7D4918862%7B%5C_%7D1652692.html (visité le 03/12/2017) (cf. p. 126).
- AGARWAL, D. K., J. A. SILANDER, A. E. GELFAND, R. E. DEWAR et J. G. MICKELSON (2005). « Tropical deforestation in Madagascar : Analysis using hierarchical, spatially explicit, Bayesian regression models ». In : *Ecological Modelling* 185, p. 105–131. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2004.11.023 (cf. p. 22, 31, 56).
- AGUIAR, A. P. D., I. C. G. VIEIRA, T. O. ASSIS, E. L. DALLA-NORA, P. M. TOLEDO, R. A. OLIVEIRA SANTOS-JUNIOR, M. BATISTELLA, A. S. COELHO, E. K. SAVAGET, L. E. O. C. ARAGÃO, C. A. NOBRE et J. P. H. OMETTO (2016). « Land use change emission scenarios : Anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon ». In : *Global Change Biology* 22.5, p. 1821–1840. DOI : 10.1111/gcb.13134 (cf. p. 32).
- ALVAREZ-BERRÍOS, N. L. et T. MITCHELL AIDE (2015). « Global demand for gold is another threat for tropical forests ». In : *Environmental Research Letters* 10.1, p. 014006. DOI : 10.1088/1748-9326/10/1/014006 (cf. p. 36, 69, 72, 98).
- ANGELSEN, A. (2008a). « How do we set the reference levels for REDD payments ? » In : *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*. Sous la dir. d'A. ANGELSEN. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 53–64 (cf. p. 10).
- éd. (2008b). *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 172. DOI : 10.1002/tqem.3310060102 (cf. p. 5, 95, 122).
- (2008c). « REDD models and baselines ». In : *International Forestry Review* 10.3, p. 465–475. DOI : 10.1505/ifor.10.3.465 (cf. p. 5).
- (2009). « How do we set the reference levels for REDD payments ? » In : *Moving ahead with REDD Cdm*, p. 53–156 (cf. p. 101).
- (2013). « REDD+ as Result-based Aid : General Lessons and Bilateral Agreements of Norway ». In : *Review of Development Economics*. DOI : 10.1111/rode.12271 (cf. p. 112, 131, 133, 134).
- ANGELSEN, A., M. BROCKHAUS, W. D. SUNDERLIN et L. V. (VERCHOT (2012). « Analysing REDD+ : Challenges and choices ». In : 426p. DOI : 10.17528/cifor/003805 (cf. p. 95, 134).

- ANGELSEN, A. et D. KAIMOWITZ (1999). « Rethinking the causes of deforestation : lessons from economic models. » In : *The World Bank research observer* 14.1, p. 73–98. DOI : 10.1093/wbro/14.1.73 (cf. p. 31).
- ANGELSEN, A. et D. KAIMOWITZ (2001). *Agricultural Technologies and Deforestation*. Oxon : CABI Publishing, p. 436 (cf. p. 33, 55).
- ANGELSEN, A. et D. MCNEILL (2012). « L'évolution de la REDD+ ». In : *Analyse de la REDD+. Les enjeux et les choix*. Sous la dir. d'A. ANGELSEN, W. D. SUNDERLIN et L. V. VERCHOT. Bogor, Indonesia : CIFOR (cf. p. 6, 130–132).
- ANGELSEN, A. et T. K. RUDEL (2013). « Designing and implementing effective REDD + policies : A forest transition approach ». In : *Review of Environmental Economics and Policy* 7.1, p. 91–113. DOI : 10.1093/reep/res022 (cf. p. 7, 15, 110, 122).
- ARAUJO, C., C. ARAUJO, J.-I. COMBES, P. COMBES et E. J. REIS (2009). « Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon ». In : *Ecological Economics* 68.8-9, p. 2461–2468. DOI : 10.1016/j.ecolecon.2008.12.015 (cf. p. 134).
- ASNER, G. P., W. LLACTAYO, R. TUPAYACHI et E. R. LUNA (2013). « Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. » In : *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110.46, p. 18454–9. DOI : 10.1073/pnas.1318271110 (cf. p. 69).
- AYALA, H., M. B. DE MESQUITA, F. CARRILLO, M. CHAVEZ QUIJADA, L. CREMERS, G. DAMONTE, C. DUIJVES, J. DE ECHAVE CACERES, A. FLORES, B. H. GIRALDO, M. HEEMSKERK, J. KOLEN, L. M. MARTINEZ, A. MATHIS, V. H. PACHAS, T. SALMAN, M. SARMIENTO, C. SORUCO, A. C. SOTO, M. DE THEIJE et U. ALEXANDRA (2013). *Small-Scale Gold Mining in the Amazon. The cases of Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Suriname*. Sous la dir. de L. CREMERS, J. KOLEN et M. D. THEIJE. CEDLA. Amsterdam, p. 1–119 (cf. p. 69, 70).
- BAKER, D. J., G. RICHARDS, A. GRAINGER, P. GONZALEZ, S. BROWN, R. DEFRIES, A. HELD, J. KELLNDORFER, P. NDUNDA, D. OJIMA, P.-E. SKROVSETH, C. SOUZA JR et F. STOLLE (2010). « Achieving forest carbon information with higher certainty : A five-part plan ». In : *Environmental Science and Policy* 13, p. 249–260. DOI : 10.1016/j.envsci.2010.03.004 (cf. p. 124).
- BARBET-MASSIN, M., F. JIGUET, C. H. ALBERT et W. THUILLER (2012). « Selecting pseudo-absences for species distribution models : how, where and how many ? » In : *Methods in Ecology and Evolution* 3.2, p. 327–338. DOI : 10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x (cf. p. 23, 40).
- BARRIENTOS, M. et C. SORIA. *French Guiana Gold Production by Year*. URL : <http://www.indexmundi.com/minerals/?country=gf%7B%5C%7Dproduct=gold%7B%5C%7Dgraph=production> (cf. p. 44).
- BARTON, K. (2015). *MuMIn : Multi-Model Inference*. URL : <http://cran.r-project.org/package=MumIn> (cf. p. 46).
- BAX, V., W. FRANCESCONI et M. QUINTERO (2016). « Spatial modeling of deforestation processes in the Central Peruvian Amazon ». In : *Journal for Nature Conservation* 29, p. 79–88. DOI : 10.1016/j.jnc.2015.12.002 (cf. p. 9, 31).
- BODANSKY, D. (2001). « The History of the Global Climate Change Regime ». In : *International Relations and Global Climate Change*. Sous la dir. d'U. LUTERBACHER et D. F. SPRINZ. The MIT Pr. Cambridge Massachusetts, London England, p. 352 (cf. p. 1).
- BREIMAN, L. (2001). « Random forests ». In : *Machine learning* 45, p. 5–32. DOI : 10.1023/A:1010933404324. arXiv : /dx.doi.org/10.1023/{\%}2FA{\%}3A1010933404324 [http:] (cf. p. 22, 34, 39, 77, 102).
- BRGM (2014). *Geological map of French Guiana* (cf. p. 64).

- BROWN, D. G., L. BAND, K. GREEN, E. IRWIN, A. JAIN, R. PONTIUS, K. SETO, B. TURNER et P. VERBURG (2014). *Advancing Land Change Modeling*. Washington DC : National Academies Press, p. 152. DOI : 10.17226/18385 (cf. p. 8, 9, 16, 32, 109, 112).
- BROWN, D. G., P. H. VERBURG, R. G. PONTIUS et M. D. LANGE (2013). « Opportunities to improve impact, integration, and evaluation of land change models ». In : *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, p. 452–457. DOI : 10.1016/j.cosust.2013.07.012 (cf. p. 8, 32).
- BROWN, K. et D. W. PEARCE (1994). *The Causes of Tropical Deforestation : The Economic and Statistical Analysis of factors giving rise to the loss of the tropical forests*. UBC Press. Vancouver, p. 342 (cf. p. 43).
- BURNSIDE, C. et D. DOLLAR (2000). « Aid, Policies, and Growth ». In : *The American Economic Review* 90.4, p. 847–868 (cf. p. 133).
- CALLE, M. L. et V. URREA (2011). « Letter to the editor : Stability of Random Forest importance measures ». In : *Briefings in Bioinformatics* 12.1, p. 86–89. DOI : 10.1093/bib/bbq011 (cf. p. 40).
- CARRINGTON, W. J. et E. DETRAGIACHE (1999). « How Extensive Is the Brain Drain ? » In : *Finance and Development* (cf. p. 123).
- CASSARD, D., M. BILLA, a. LAMBERT, J. C. PICOT, Y. HUSSON, J. L. LASSERRE et C. DELOR (2008). « Gold predictivity mapping in French Guiana using an expert-guided data-driven approach based on a regional-scale GIS ». In : *Ore Geology Reviews* 34.3, p. 471–500. DOI : 10.1016/j.oregeorev.2008.06.001 (cf. p. 38).
- CASTELLA, J. C. et P. H. VERBURG (2007). « Combination of process-oriented and pattern-oriented models of land-use change in a mountain area of Vietnam ». In : *Ecological Modelling* 202.3-4, p. 410–420. DOI : 10.1016/j.ecolmodel.2006.11.011 (cf. p. 8, 9).
- CCNUCC (1992). *Convention-Cadre des Nations-Unies sur les Changements Climatiques* (cf. p. 130).
- (1998). *Protocole de Kyoto* (cf. p. 3).
- (2007). *Bali Action Plan* (cf. p. 131).
- CENTRAL BANK VAN SURINAME (2014). *Leading Sectors of Suriname : The impact of Mining, Agriculture and Tourism Activities on the Economy. 1970-2012*. Rapp. tech. Paramaribo : Centrale Bank van Suriname, p. 145 (cf. p. 12, 98).
- CEROM (2008). *Guyane-Suriname. Une meilleure connaissance mutuelle pour une coopération renforcée*. Rapp. tech. Cayenne : CEROM, p. 64 (cf. p. 110).
- CHICKRIE, R. (2016). *Suriname palm-oil industry may rise again after setbacks*. URL : <http://www.caribbeannewsnow.com/topstory-Suriname-palm-oil-industry-may-rise-again-after-setbacks-32970.html> (visité le 03/12/2017) (cf. p. 111).
- CHOMITZ, K. M. et D. a. GRAY (1996). « Roads, Land Use, and Deforestation : A Spatial Model Applied to Belize ». In : *The World Bank Economic Review* 10.3, p. 487–512. DOI : 10.1093/wber/10.3.487 (cf. p. 9).
- CHOWDHURY, R. R. (2006). « Driving forces of tropical deforestation : The role of remote sensing and spatial models ». In : *Singapore Journal of Tropical Geography* 27.1, p. 82–101. DOI : 10.1111/j.1467-9493.2006.00241.x (cf. p. 57).
- COLONEL DANEDE (2005). « L'orpaillage illégal ». In : *Antiane*, p. 20–21 (cf. p. 70, 76, 88).
- CONFÉRENCE DES NATIONS UNIES SUR L'ENVIRONNEMENT (1972). *Déclaration de Stockholm* (cf. p. 1).
- DAAF (2015). *Subventions à la défriche agricole en Guyane française entre 2000 et 2014* (cf. p. 45).
- DALLA-NORA, E. L., A. P. D. de AGUIAR, D. M. LAPOLA et G. WOLTJER (2014a). « Why have land use change models for the Amazon failed to capture the amount of deforestation over

- the last decade ? » In : *Land Use Policy* 39, p. 403–411. DOI : 10.1016/j.landusepol.2014.02.004 (cf. p. 32).
- DALLA-NORA, E. L., A. P. D. de AGUIAR, D. M. LAPOLA et G. WOLTJER (2014b). « Why have land use change models for the Amazon failed to capture the amount of deforestation over the last decade ? » In : *Land Use Policy* 39, p. 403–411. DOI : 10.1016/j.landusepol.2014.02.004 (cf. p. 34).
- DE FRANQUEVILLE, H. (2003). « OIL PALM BUD ROT IN LATIN AMERICA This paper is based on a review published on the internet : www.burotrop.org ». In : *Experimental Agriculture* 39.3, p. 225–240. DOI : 10.1017/S0014479703001315 (cf. p. 111).
- DE PINTO, A. et G. C. NELSON (2007). « Modelling deforestation and land-use change : Sparse data environments ». In : *Journal of Agricultural Economics* 58.3, p. 502–516. DOI : 10.1111/j.1477-9552.2007.00119.x (cf. p. 31).
- DEAL GUYANE (2013a). *Atlas des Zones Inondables (2005)*. Rapp. tech. (cf. p. 64).
- (2013b). *Autorisation d'exploitation minière (AEX) de Guyane*. Rapp. tech. (cf. p. 64).
- (2015). *Réserve Naturelle Nationale de Guyane*. Rapp. tech. (cf. p. 64).
- DEBARROS, G. et P. JOUBERT (2010). *Impact de l'activité aurifère sur le plateau des Guyanes. Rapport final*. Rapp. tech. Cayenne : ONF, Direction Régionale de Guyane, p. 32 (cf. p. 43, 72, 102).
- DEZÉCACHE, C., E. FAURE, V. GOND, J.-m. SALLES et G. VIEILLEDENT (2017a). « Gold-rush in a forested El Dorado : deforestation leakages and the need for regional cooperation ». In : *Environmental Research Letters* 12 (cf. p. 98, 102).
- DEZÉCACHE, C., J.-M. SALLES, G. VIEILLEDENT et B. HÉRAULT (2017b). « Moving forward socio-economically focused models of deforestation ». In : *Global Change Biology*. DOI : 10.1111/gcb.13611 (cf. p. 75, 103, 135).
- DIETTERICH, T. G. (2000). « An Experimental Comparison of Three Methods for Constructing Ensembles of Decision Trees ». In : *Machine Learning* 40, p. 139–157. DOI : 10.1023/A:1007607513941 (cf. p. 22, 34, 39, 102).
- DOURDAIN, A. et B. HÉRAULT (2015). *Allometric Equations in the Guiana Shield*. Rapp. tech. Kourou : CIRAD, p. 1–36 (cf. p. 124).
- DUDLEY, R. G. (2010). « A little REDD model to quickly compare possible baseline and policy scenarios for reducing emissions from deforestation and forest degradation ». In : *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15.1, p. 53–69. DOI : 10.1007/s11027-009-9204-7 (cf. p. 95).
- DYER, A. et S. COUNSELL (2010). *Briefing McREDD : How McKinsey 'cost-curves' are distorting REDD*. Rapp. tech. November. London : The Rainforest Foundation UK, p. 12 (cf. p. 7, 97, 111, 131).
- EASTERLY, W., R. LEVINE et D. ROODMAN (2003). « New Data, New Doubts : a Comment on Burnside and Dollar's "Aid, Policies and Growth" (2000) ». Cambridge MA (cf. p. 133).
- ELIASCH, J. (2008). *Climate Change : Financing Global Forests*. Rapp. tech., p. 273 (cf. p. 7).
- EVANS, J. S., M. A. MURPHY, Z. A. HOLDEN et S. A. CUSHMAN (2011). « Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology ». In : p. 139–159. DOI : 10.1007/978-1-4419-7390-0 (cf. p. 22, 34, 39, 102).
- FAO (2012). « FRA 2015 - Terms and Definitions ». Rome (cf. p. 19).
- (2015). *Évaluation Des Ressources Forestières Mondiales 2015*, p. 253 (cf. p. 10).
- FARMAN, J. C., B. G. GARDINER et J. D. SHANKLIN (1985). « Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x interaction ». In : *Nature* 315.16, p. 207–210. DOI : 10.1038/315279a0 (cf. p. 1).

- FERRARINI, H. (2016). *La forêt guyanaise menacée par les mines d'or*. URL : <https://reporterre.net/La-foret-guyanaise-menacee-par-les-mines-d-or> (visité le 06/03/2017) (cf. p. 12).
- FRÉRY, N., R. MAURY-BRACHET, E. MAILLOT, M. DEHEEGER, B. DE MÉRONA et A. BOUDOU (2001). « Gold-mining activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana : Key role of fish in dietary uptake ». In : *Environmental Health Perspectives* 109.5, p. 449–456. DOI : 10.1289/ehp.01109449 (cf. p. 69).
- GEIST, H. J. et E. F. LAMBIN (2002). « Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation ». In : *BioScience* 52.2, p. 143. DOI : 10.1641/0006-3568(2002)052[0143:PCAUDF]2.0.CO;2 (cf. p. 10, 56).
- GOND, V. et C. BROGNOLI (2005). « Télédétection et aménagement du territoire : localisation et identification des sites d'orpaillage en Guyane française ». In : *Bois et Forêts des Tropiques* 286.4, p. 5–13 (cf. p. 73).
- GRASS DEVELOPMENT TEAM (2015). *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software*. URL : <http://grass.osgeo.org> (cf. p. 25, 47, 78).
- GRAU, O., B. HÉRAULT, I. JANSSENS, C. BARALOTO, J. CHAVE, A. DOURDAIN, V. FREYCON, B. FERRY, L. BLANC, M. DESPREZ, L. DESCROIX, S. GUITET, J. SARDANS et J. PEÑUELAS. « Nutrient-cycling mechanisms other than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils ». In : *Scientific Reports* (cf. p. 111).
- GREENPEACE (2011). *Bad Influence. How McKinsey advice leads to rainforest destruction in the Democratic Republic of Congo*. Rapp. tech. Greenpeace, p. 4 (cf. p. 133).
- GREGERSEN, H., H. EL LAKANY, A. KARSENTY et A. WHITE (2010). *Does the Opportunity Cost Approach Indicate the Real Cost of REDD+ ? Rights and Realities of Paying for REDD+*. Rapp. tech. Washington DC : Rights et Resources Initiative, p. 29 (cf. p. 6, 7, 111, 112).
- GRINAND, C. (2016). « Suivi et modélisation des changements d'usage des terres et stocks de carbone dans les sols et les arbres dans le cadre de la REDD + à Madagascar. Vers des mesures pertinentes localement et cohérentes à large échelle. » Thèse de doct. Université de Montpellier, p. 231 (cf. p. 8).
- GRINAND, C., F. RAKOTOMALALA, V. GOND, R. VAUDRY, M. BERNOUX et G. VIEILLEDENT (2013). « Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier ». In : *Remote Sensing of Environment* 139, p. 68–80. DOI : 10.1016/j.rse.2013.07.008 (cf. p. 77).
- GRISCOM, B., D. SHOCH, B. STANLEY, R. CORTEZ et N. VIRILIO (2009). « Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules ». In : *Environmental Science and Policy* 12.7, p. 897–911. DOI : 10.1016/j.envsci.2009.07.008 (cf. p. 11, 70, 95–97, 108, 109, 121).
- GUADALUPE GALLARDO, J. V. (2014). « Análise espacial e econômica do desmatamento para subsidiar estratégias de REDD+ no Amapá, Amazônia ». Thèse de doct. Universidade Federal do Amapa, UNIFAP, p. 1–159 (cf. p. 13, 82).
- GUYANA FORESTRY COMMISSION et INDUFOR (2013). *Guyana REDD + Monitoring Reporting & Verification System (MRVS). Year 3 Interim Measures Report*. Rapp. tech. Helsinki : Guyana Forestry Commission, Indufor, p. 215 (cf. p. 12, 70, 98).
- GUYANESE MINISTRY OF FOREIGN AFFAIRS (2017). *Guyana Diaspora Project*. URL : <http://guydproject.minfor.gov.gy/about-mgd/> (visité le 03/12/2017) (cf. p. 123).
- HAMMOND, D. S. (2005). *Tropical Forests of the Guiana Shield : Ancient Forests in a Modern World*. Sous la dir. de D. S. HAMMOND. Cambridge : CABI Publishing, p. 1–14 (cf. p. 10, 33).

- HAMMOND, D. S., V. GOND, B. de THOISY, P.-M. FORGET et B. P. E. DEDIJN (2007). « Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. » In : *Ambio* 36.8, p. 661–670. DOI : 10.1579/0044-7447(2007)36 (cf. p. 34, 36, 43, 54, 69–71, 73, 101).
- HANSEN, M. C., P. V. POTAPOV, R. MOORE, M. HANCHER, S. a. TURUBANOVA, A. TYUKAVINA, D. THAU, S. V. STEHMAN, S. J. GOETZ, T. R. LOVELAND, A. KOMMAREDDY, A. EGOROV, L. CHINI, C. O. JUSTICE et J. R. G. TOWNSHEND (2013). « High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change ». In : *Science* 342, p. 850–3. DOI : 10.1126/science.1244693 (cf. p. 16, 19, 33, 36, 43, 55, 70, 72, 90, 98, 125, 135).
- HECQUET, V. et E. MORIAME (2008). *Guyane : un développement sous contraintes*. URL : http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?reg%7B%5C_%7Did=25%7B%5C%7Dref%7B%5C_%7Did=14143 (cf. p. 34, 98).
- HEEMSKERK, M., M. OLIVIEIRA, D. ABESE, L. DE DEHN, C. DEHLI, S. KASKETI, C. MENIG, R. AGRANG, I. POEKETI, P. OLIVIEIRA et R. PANÉ (2004). *Maroon perceptions of small-scale gold mining impacts, II. A survey in mining camps and affected communities in Suriname and French Guiana*. Rapp. tech. Paramaribo : WWF Guianas, p. 1–54 (cf. p. 71, 74, 75, 84, 112).
- HEEMSKERK, M. (2002). « Livelihood Decision Making and Environmental Degradation : Small-Scale Gold Mining in the Suriname Amazon ». In : *Society & Natural Resources* 15, p. 327–344. DOI : 10.1080/089419202753570819 (cf. p. 75).
- (2010). *The Gold Marketing Chain in Suriname*. Rapp. tech. Paramaribo : WWF Guianas, p. 1–98 (cf. p. 73, 83, 129).
- HEROLD, M., R. ROMÁN-CUESTA, D. MOLLICONE, Y. HIRATA, P. VAN LAAKE, G. P. ASNER, C. SOUZA, M. SKUTSCH, V. AVITABILE et K. MACDICKEN (2011). « Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+ ». In : *Carbon Balance and Management* 6.1, p. 13. DOI : 10.1186/1750-0680-6-13 (cf. p. 95).
- HEROLD, M., L. VERCHOT, A. ANGELSEN, D. MANIATIS et S. BAUCH (2012). *A step-wise framework for setting REDD + forest reference emission levels and forest reference levels*. Rapp. tech. 52. CIFOR, p. 1–8. DOI : 10.17528/cifor/003788 (cf. p. 6).
- HIRONS, M. (2011). « Locking-in carbon, locking-out livelihoods? Artisanal mining and REDD in Sub-Saharan Africa ». In : *Journal of International Development* 23, p. 1140–1150. DOI : 10.1002/jid. arXiv : 0610136v3 [hep-th] (cf. p. 83, 112).
- (2013). « Mining in Ghana's forests : cross-sectoral linkages and the prospects for REDD ». In : *International Development Planning Review* 35, p. 283–302. DOI : 10.3828/idpr.2013.18 (cf. p. 83).
- HOLLOWAY, V. et E. GIANDOMENICO (2009). *The History of REDD Policy*. Rapp. tech. Adelaide : Carbon Planet, p. 20 (cf. p. 2).
- HOOGBERGEN, W. et D. KRUIJT (2004). « Gold, Garimpeiros and Maroons : Brazilian Migrants and Ethnic Relationships in Post-War Suriname ». In : *Caribbean Studies* 32.2, p. 3–44 (cf. p. 82).
- HORTON, R. E. (1945). « EROSIONAL DEVELOPMENT OF STREAMS AND THEIR DRAINAGE BASINS; HYDROPHYSICAL APPROACH TO QUANTITATIVE MORPHOLOGY ». In : *Geological Society Of America Bulletin* 56, p. 275–370. DOI : 10.1130/0016-7606(1945)56 (cf. p. 64).
- HUETTNER, M., R. LEEMANS, K. KOK et J. EBELING (2009). « A comparison of baseline methodologies for 'Reducing Emissions from Deforestation and Degradation'. » In : *Carbon balance and management* 4.4. DOI : 10.1186/1750-0680-4-4 (cf. p. 6, 82, 95, 96).

- HUMPHREYS, D. (2008). « The politics of 'Avoided Deforestation' : historical context and contemporary issues ». In : *International Forestry Review* 10.3, p. 433–442. DOI : 10.1505/ifor.10.3.433 (cf. p. 4).
- IEDOM (2015). *Guyane. Rapport annuel 2014*. Rapp. tech. Paris : IEDOM, p. 203. DOI : 10.13902/j.cnki.syyj.2015.02.015 (cf. p. 12, 98).
- IEF (2013). *Silvicultura no Estado do Amapá*. Macapa (cf. p. 20).
- INPE (2016). *Taxas anuais do desmatamento - 1988 até 2016*. URL : http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes%7B%5C_%7D1988%7B%5C_%7D2016n.htm (visité le 12/03/2017) (cf. p. 97).
- INSEE (2016). *Populations légales communales depuis 1968*. URL : <https://www.insee.fr/statistiques/2522602> (cf. p. 45).
- IPCC (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Rapp. tech. IPCC, p. 12 (cf. p. 124).
- (2007). *Climate Change 2007 : Synthesis Report*. Rapp. tech., p. 52 (cf. p. 5).
- IRWIN, E. et J. GEOGHEGAN (2001). « Theory, data, methods : developing spatially explicit economic models of land use change ». In : *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85, p. 7–24. DOI : 10.1016/S0167-8809(01)00200-6 (cf. p. 31, 33).
- JACQUET, P. (2006). « Les enjeux de l'aide publique au développement ». In : *Politique étrangère* 4. DOI : 10.3917/pe.064.0941 (cf. p. 133, 134).
- JAROSZ, L. (1993). « Defining and Explaining Tropical Deforestation : Shifting Cultivation and Population Growth in Colonial Madagascar (1896-1940) ». In : *Economic Geography* 69.4, p. 366–379 (cf. p. 56).
- JOUBERT, P. (2015). *Carte des vocations 2013*. Rapp. tech. Parc Amazonien de Guyane (cf. p. 64).
- KANTEN, R. van, F. HAUSIL, C. NELOM, J. TAWJOERAM, E. POETISI, E. NAARENDORP, C. COSSLETT, J. STATZ, S. BHAIRO-MARHÉ, J. GOEDSCHALK, L. BEST, J. PINAS, C. RESOMARDONO, R. SOMOPAWIRO et G. EMANUELS (2013). *Readiness Preparation Proposal (R-PP) - For Country : Suriname*. Rapp. tech. Paramaribo : Forest Carbon Partnership Facility (FCPF), p. 153 (cf. p. 13, 82).
- KARSENTY, A. (2008). « The architecture of proposed REDD schemes after Bali : facing critical choices ». In : *International Forestry Review* 10.3, p. 443–457. DOI : 10.1505/ifor.10.3.443 (cf. p. 4, 95, 96, 108).
- KARSENTY, A. et S. ONGOLO (2012). « Can "fragile states" decide to reduce their deforestation ? The inappropriate use of the theory of incentives with respect to the REDD mechanism ». In : *Forest Policy and Economics* 18, p. 38–45. DOI : 10.1016/j.forpol.2011.05.006 (cf. p. 14, 53, 82, 97, 111, 112, 134).
- KIM, O. S. (2010). « An Assessment of Deforestation Models for Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD) ». In : *Transactions in GIS* 14.5, p. 631–654. DOI : 10.1111/j.1467-9671.2010.01227.x (cf. p. 22, 31).
- KINDERMANN, G., M. OBERSTEINER, B. SOHNGEN, J. SATHAYE, K. ANDRASKO, E. RAMETSTEINER, B. SCHLAMADINGER, S. WUNDER et R. BEACH (2008). « Global cost estimates of reducing carbon emissions through avoided deforestation. » In : *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105.30, p. 10302–10307. DOI : 10.1073/pnas.0710616105 (cf. p. 5, 95, 111, 122, 125).
- KLEINSCHROTH, F., J. R. HEALEY, P. SIST, F. MORTIER et S. GOURLET-FLEURY (2016). « How persistent are the impacts of logging roads on Central African forest vegetation ? » In : *Journal of Applied Ecology* in press. May. DOI : 10.1111/1365-2664.12661 (cf. p. 55).
- KOM, J. F. de, G. B. van der VOET et F. a. de WOLFF (1998). « Mercury exposure of maroon workers in the small scale gold mining in Suriname. » In : *Environmental research* 77, p. 91–97. DOI : 10.1006/enrs.1998.3835 (cf. p. 69).

- LCDS GUYANA (2011). « Joint Concept Note ». Georgetown (cf. p. 14, 100, 101, 108).
- LE QUÉRÉ, C., R. MORIARTY, R. M. ANDREW, J. G. CANADELL, S. SITCH, J. I. KORSBAKKEN, P. FRIEDLINGSTEIN, G. P. PETERS, R. J. ANDRES, T. A. BODEN, R. A. HOUGHTON, J. I. HOUSE, R. F. KEELING, P. TANS, A. ARNETH, D. C. E. BAKKER, L. BARBERO, L. BOPP, J. CHANG, F. CHEVALLIER, L. P. CHINI, P. CIAIS, M. FADER, R. A. FEELY, T. GKRTZALIS, I. HARRIS, J. HAUCK, T. ILYINA, A. K. JAIN, E. KATO, V. KITIDIS, K. KLEIN GOLDEWIJK, C. KOVEN, P. LANDSCHÜTZER, S. K. LAUVSET, N. LEFÈVRE, A. LENTON, I. D. LIMA, N. METZL, F. MILLERO, D. R. MUNRO, A. MURATA, J. E. M. S. NABEL, S. NAKAOKA, Y. NOJIRI, K. O'BRIEN, A. OLSEN, T. ONO, F. F. PÉREZ, B. PFEIL, D. PIERROT, B. POULTER, G. REHDER, C. RÖDENBECK, S. SAITO, U. SCHUSTER, J. SCHWINGER, R. SÉFÉRIAN, T. STEINHOFF, B. D. STOCKER, A. J. SUTTON, T. TAKAHASHI, B. TILBROOK, I. T. VAN DER LAAN-LUIJKX, G. R. VAN DER WERF, S. VAN HEUVEN, D. VANDEMARK, N. VIOVY, A. WILTSHIRE, S. ZAEHLE et N. ZENG (2015). « Global Carbon Budget 2015 ». In : *Earth System Science Data* 7.2, p. 349–396. DOI : 10.5194/essd-7-349-2015 (cf. p. 95).
- LEGG, E., P. OUBOTER et M. WRIGHT (2015). *Small-Scale Gold Mining Related Mercury Contamination in the Guianas : A Review*. Rapp. tech. Paramaribo : WWF Guianas, p. 1–61 (cf. p. 84).
- LIAW, A. et M. WIENER (2002). « Classification and Regression by randomForest ». In : *R News* 2.3, p. 18–22 (cf. p. 40).
- LIU, C., M. WHITE et G. NEWELL (2011). « Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence-absence data ». In : *Ecography* 34.2, p. 232–243. DOI : 10.1111/j.1600-0587.2010.06354.x (cf. p. 47).
- LUBOWSKI, R. N. (2008). « What are the costs and potentials of REDD ? » In : *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*. Sous la dir. d'A. ANGELSEN. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 23–30 (cf. p. 6).
- MACDONALD, K. (2015). « The Geopolitics of Gold in Northern Amazonia ». In : *Extractive Industries and Society* 2015. DOI : 10.1016/j.exis.2016.02.012 (cf. p. 70, 76).
- MAHAPATRA, K. et S. KANT (2005). « Tropical deforestation : A multinomial logistic model and some country-specific policy prescriptions ». In : *Forest Policy and Economics* 7, p. 1–24. DOI : 10.1016/S1389-9341(03)00064-9 (cf. p. 39).
- MAHATHIR, B. M. (1992). *The Official Opening of the 2nd Ministerial Conference of Developing Countries on Environment and Development*. Kuala Lumpur. URL : <http://www.mahathir.com/malaysia/speeches/1992/1992-04-27.php> (cf. p. 4).
- MAS, J.-F., M. PAEGELOW, B. DE JONG, O. MASERA, G. GUERRERO, M. FOLLADOR, M. OLGUIN, J. DIAZ, M. CASTILLO et T. GARCIA (2007). « Modelling Tropical Deforestation : A Comparison of Approaches ». In : *32nd symposium on remote sensing of environment* (cf. p. 9, 31).
- MATHER, A. S. (2007). « Recent Asian forest transitions in relation to forest transition theory ». In : *International Forestry Review* 9.1, p. 491–502. DOI : 10.1505/ifor.9.1.491 (cf. p. 15, 95, 122, 123).
- MATHER, P. M. (2004). *Computer Processing of Remotely-Sensed Images : An Introduction*. T. 4. John Wiley & Sons, p. 324 (cf. p. 20, 36, 99).
- MCKINSEY & COMPANY (2008). « Creating Incentives to Avoid Deforestation ». In : *Office* December, p. 35 (cf. p. 13, 97, 100, 108, 110, 111, 122, 125, 133).
- MEMORIAL DA DEMOCRACIA (2016). *Polícia Militar mata garimpeiros no Pará*. URL : <http://www.memorialdademocracia.com.br/card/policia-militar-mata-garimpeiros-no-para> (cf. p. 82).

- MILLER, J. R., P. J. LECHLER et G. BRIDGE (2003). « Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Mazaruni River Basins, Guyana ». In : *Water, Air, and Soil Pollution* 148, p. 139–166. DOI : 10.1023/A:1025465800121 (cf. p. 69, 70).
- MILLER, S. D., M. L. GOULDEN, L. R. HUTYRA, M. KELLER, S. R. SALESKA, S. C. WOFSY, a. M. S. FIGUEIRA, H. R. da ROCHA et P. B. de CAMARGO (2011). « Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange ». In : *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108.48, p. 19431–19435. DOI : 10.1073/pnas.1105068108 (cf. p. 55).
- MOLLICONE, D., F. ACHARD, S. FEDERICI, H. D. EVA, G. GRASSI, A. BELWARD, F. RAES, G. SEUFERT, H. J. STIBIG, G. MATTEUCCI et E. D. SCHULZE (2007). « An incentive mechanism for reducing emissions from conversion of intact and non-intact forests ». In : *Climatic Change* 83.4, p. 477–493. DOI : 10.1007/s10584-006-9231-2 (cf. p. 100).
- MOLTO, Q. (2012). « Estimation de biomasse en forêt tropicale humide ». Thèse de doct. Université des Antilles et de la Guyane, p. 184 (cf. p. 103).
- OLIVEIRA, M. J. de (2010). « Mineração e desenvolvimento local : benefícios e desafios aos municípios amapaenses ». Thèse de doct. Universidade Federal do Pará, p. 293 (cf. p. 12, 98).
- ONF (2010). « Charte de l'exploitation forestière à faible impact en Guyane ». In : p. 1–77 (cf. p. 55).
- (2013). *Occupation du sol 2011*. Cayenne. URL : <http://catalogue.geoguyane.fr/PRRA/atomfeed/atomdataset.php?uuid=43128ac6-3145-4266-a903-dd770db374d0> (cf. p. 19).
- (2014). *Réseau routier de la Guyane* (cf. p. 44, 64).
- ONF GUYANE (2012). *Coupes au sein du DFP - 1974-2012* (cf. p. 44).
- ONF INTERNATIONAL (2013). *About REDD+ for the Guiana Shield project*. URL : <https://reddguianashield.com/> (cf. p. 18).
- OOSTERZEE, P. van, J. BLIGNAUT et C. J. A. BRADSHAW (2012). « iREDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of leakage, permanence and additionality ». In : *Conservation Letters* 5, p. 266–273. DOI : 10.1111/j.1755-263X.2012.00237.x (cf. p. 4, 82, 95, 112).
- OVERMARS, K. P., G. H. J. DE KONING et a. VELDKAMP (2003). « Spatial autocorrelation in multi-scale land use models ». In : *Ecological Modelling* 164, p. 257–270. DOI : 10.1016/S0304-3800(03)00070-X (cf. p. 39).
- PAHARI, K. et S. MURAI (1999). « Modelling for prediction of global deforestation based on the growth of human population ». In : *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 54.5-6, p. 317–324. DOI : 10.1016/S0924-2716(99)00032-5 (cf. p. 56).
- PALLAS, S. W. et J. P. RUGER (2016). « Does donor proliferation in development aid for health affect health service delivery and population health ? Cross-country regression analysis from 1995 to 2010 ». In : p. 1–11. DOI : 10.1093/heapol/czw164 (cf. p. 134).
- PALMER, C. J., L. VALIDUM, B. L. H. E. LAUBACH, C. MITCHELL, R. CUMMINGS et R. R. CUADRADO (2002). « HIV prevalence in a gold mining camp in the Amazon region, Guyana ». In : *Emerging Infectious Diseases* 8.3, p. 330–331. DOI : 10.3201/eid0803.010261 (cf. p. 69).
- PARC AMAZONIEN DE GUYANE (2014). *Suivi hélicoptéré de l'évolution de l'orpaillage illégal*. URL : <http://www.parc-amazonien-guyane.fr/les-actions/protection-des-patrimoines-naturels/lutte-contre-orpaillage-illegal/> (cf. p. 81).
- (2015). *Itoupé 2010. Les cahiers scientifiques du Parc Amazonien de Guyane*. Rapp. tech. 1. Cayenne : Parc Amazonien de Guyane, p. 245 (cf. p. 75).
- PASGAARD, M., Z. SUN, D. MÜLLER et O. MERTZ (2016). « Challenges and opportunities for REDD+ : A reality check from perspectives of effectiveness, efficiency and equity ». In : *Environmental Science and Policy* 63, p. 161–169. DOI : 10.1016/j.envsci.2016.05.021 (cf. p. 5).

- PELLETIER, J., N. RAMANKUTTY et C. POTVIN (2011). « Diagnosing the uncertainty and detectability of emission reductions for REDD + under current capabilities : an example for Panama ». In : *Environmental Research Letters* 6, p. 12. DOI : 10.1088/1748-9326/6/2/024005 (cf. p. 124).
- PERES, C. a., J. BARLOW et W. F. LAURANCE (2006). « Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 21.5, p. 227–229. DOI : 10.1016/j.tree.2006.03.007 (cf. p. 55).
- PERZ, S. G. (2007). « Grand theory and context-specificity in the study of forest dynamics : forest transition theory and other directions ». In : *The Professional Geographer* 59.1, p. 105–114. DOI : 10.1111/j.1467-9272.2007.00594.x (cf. p. 15, 95).
- PETERSON, G. D. et M. HEEMSKERK (2001). « Deforestation and forest regeneration following small-scale gold mining in the Amazon : the case of Suriname ». In : *Environmental Conservation* 28.02, p. 117–126. DOI : 10.1017/S0376892901000121 (cf. p. 90).
- PIRARD, R. et A. KARSENTY (2009). « Climate Change Mitigation : Should "Avoided Deforestation" (REDD) Be Rewarded ? » In : *Journal of Sustainable Forestry* 28.3, p. 434–455 (cf. p. 96).
- PLAYFAIR, M. (2007). « and Prevention and Control of Illegal Activities in the Forest Sector ». In : (cf. p. 127).
- POMMIER DE SANTI, V., A. DIA, A. ADDE, G. HYVERT, J. GALANT, M. MAZEVET, C. NGUYEN, S. B. VEZENEGHO, I. DUSFOUR, R. GIROD et S. BRIOLANT (2016). « Malaria in French Guiana Linked to Illegal Gold Mining ». In : *Emerging Infectious Diseases* 22.2, p. 344–346 (cf. p. 69).
- PONTIUS JR., R. G., J. D. CORNELL et C. A. HALL (2001). « Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2 : application and validation for Costa Rica ». In : *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85.1, p. 191–203. DOI : doi:10.1016/S0167-8809(01)00183-9 (cf. p. 22, 31).
- PONTIUS, R. G., W. BOERSMA, J. C. CASTELLA, K. CLARKE, T. NIJS, C. DIETZEL, Z. DUAN, E. FOTSING, N. GOLDSTEIN, K. KOK, E. KOOMEN, C. D. LIPPITT, W. MCCONNELL, A. MOHD SOOD, B. PIJANOWSKI, S. PITHADIA, S. SWEENEY, T. N. TRUNG, a. T. VELDKAMP et P. H. VERBURG (2008). « Comparing the input, output, and validation maps for several models of land change ». In : *Annals of Regional Science* 42.1, p. 11–37. DOI : 10.1007/s00168-007-0138-2 (cf. p. 47).
- PONTIUS, R. G. et M. MILLONES (2011). « Death to Kappa : birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment ». In : *International Journal of Remote Sensing* 32.15, p. 4407–4429. DOI : 10.1080/01431161.2011.552923 (cf. p. 31).
- QGIS DEVELOPMENT TEAM (2009). *QGIS Geographic Information System*. URL : <http://qgis.osgeo.org/> (cf. p. 78).
- R CORE TEAM (2015). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna. URL : <http://www.r-project.org/> (cf. p. 25, 47, 78).
- RAHM, M., B. JULLIAN, A. LAUGER, R. de CARVALHO, L. VALE, J. TOTARAM, K. CORT, M. DOJODIKROMO, M. HARDJOPRAJITNO, S. NERI, R. VIEIRA, E. WATANABE, M. DO CARMO BRITO, P. MIRANDA, C. PALOENG, V. MOE SOE LET, S. CRABBE et M. CALMEL (2015). *Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014*. Rapp. tech., p. 59 (cf. p. 10, 43, 69, 72, 97, 102, 111).
- REPUBLIC OF GUYANA (2010). *Transforming Guyana's Economy While Combating Climate Change*. Rapp. tech., p. 128 (cf. p. 14).
- RODRIGUEZ-GALIANO, V. F., B. GHIMIRE, J. ROGAN, M. CHICA-OLMO et J. P. RIGOL-SANCHEZ (2012). « An assessment of the effectiveness of a random forest classifier for land-cover

- classification ». In : *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 67, p. 93–104. DOI : 10.1016/j.isprsjprs.2011.11.002 (cf. p. 39).
- ROHAN, J. de, B. DUPONT, J. BERTHOU et J.-E. ANTOINETTE (2011). *La Guyane : une approche globale de la sécurité*. URL : <http://www.senat.fr/rap/r10-271/r10-2710.html> (visité le 01/06/2016) (cf. p. 44, 54, 70, 74, 76, 82, 83, 88, 98, 108, 112).
- ROSA, I. M. D., D. PURVES, C. SOUZA et R. M. EWERS (2013). « Predictive Modelling of Contagious Deforestation in the Brazilian Amazon ». In : *PLoS ONE* 8.10. DOI : 10.1371/journal.pone.0077231 (cf. p. 9).
- ROSSI, V., T. DOLLEY, G. CORNU, S. GUITET et B. HÉRAULT (2015). « GuyaSim : un outil d'aide à la décision pour l'aménagement d'un territoire forestier, la Guyane ». In : *Bois et Forêts des Tropiques* 326.4, p. 67–78 (cf. p. 33).
- RUDEL, T. K., O. T. COOMES, E. MORAN, F. ACHARD, A. ANGELSEN, J. XU et E. LAMBIN (2005). « Forest transitions : towards a global understanding of land use change ». In : 15, p. 23–31. DOI : 10.1016/j.gloenvcha.2004.11.001 (cf. p. 122, 123).
- RYAN, C. M., N. J. BERRY et N. JOSHI (2014). « Quantifying the causes of deforestation and degradation and creating transparent REDD+ baselines : A method and case study from central Mozambique ». In : *Applied Geography* 53, p. 45–54. DOI : 10.1016/j.apgeog.2014.05.014 (cf. p. 6, 95).
- SHAFIEE, S. et E. TOPAL (2010). « An overview of global gold market and gold price forecasting ». In : *Resources Policy* 35, p. 178–189. DOI : 10.1016/j.resourpol.2010.05.004 (cf. p. 69).
- SIMONET, G., A. KARSENTY, P. NEWTON, C. de PERTHUIS, B. SCHAAP et C. SEYLLER (2015). « 'REDD+ projects in 2014 : an overview based on a new database and typology » (cf. p. 131).
- SIMONET, G. (2016). « La gestion des forêts tropicales comme levier d'atténuation du changement climatique : l'expérience des 'projets REDD+' ». Thèse de doct. AgroParis Tech, p. 305 (cf. p. 131).
- SINGH, D., C. BERNARD, P. RAMPERSAUD, T. LAING, M. PRIESTER, T. HENTSCHEL, P. WILLIAMS, A. WILLIAMS, O. DAVIS et L. C. WATSON (2013). *Guyana's Extractive Industry Sector (EIS). A Synopsis of Issues and Recommendations for the mining sector as a Sustainable Element of Guyana's Low Carbon Development Strategy (LCDS)*. Rapp. tech. Georgetown : Conservation International Guyana, ProjektConsult GmbH, WWF Guianas, p. 78 (cf. p. 12, 98).
- SIZER, N. (2000). *Perverse Habits : The G8 and Subsidies that Harm Forests and Economies*. Rapp. tech. Washington DC : World Resources Institute, p. 16 (cf. p. 126).
- SOARES-FILHO, B. S., G. COUTINHO CERQUEIRA et C. LOPES PENNACHIN (2002). « DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier ». In : *Ecological Modelling* 154, p. 217–235. DOI : 10.1016/S0304-3800(02)00059-5 (cf. p. 21, 31).
- SOARES-FILHO, B. S., D. C. NEPSTAD, L. M. CURRAN, G. C. CERQUEIRA, R. A. GARCIA, C. A. RAMOS, E. VOLL, A. McDONALD, P. LEFEBVRE et P. SCHLESINGER (2006). « Modelling conservation in the Amazon basin. » In : *Nature* 440.March, p. 520–523. DOI : 10.1038/nature04389 (cf. p. 21, 31).
- STERN, N. (2007). *The Economics of Climate Change*. Cambridge : Cambridge University Press, p. 712. DOI : BookReview (cf. p. 5, 95, 111, 122, 125).
- STRAHLER, A. N. (1952). « Hypsometric (Area - Altitude) Analysis of Erosional Topography ». In : *Geological Society of America Bulletin* 63.11, p. 1117–1142. DOI : 10.1130/0016-7606(1952)63 (cf. p. 38).
- SUNDERLIN, W. D., A. D. EKAPUTRI, E. O. SILLS, A. E. DUCHELLE, D. KWEKA, R. DIPROSE, N. DOGGART, S. BALL, R. LIMA, A. ENRIGHT, J. TORRES, H. HARTANTO et A. TONIOLO (2014). *The challenge of establishing REDD+ on the ground : Insights from 23 subnational initiatives*

- in six countries*. Rapp. tech. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 56. DOI : 10.17528/cifor/004491 (cf. p. 6).
- SVENSSON, J. (2003). « Why conditional aid does not work and what can be done about it ? » In : 70, p. 381–402. DOI : 10.1016/S0304-3878(02)00102-5 (cf. p. 132).
- TACCONI, L., éd. (2007). *Illegal logging : law enforcement, livelihoods and the timber trade*. London : Earthscan, p. 301 (cf. p. 135).
- TEJADA, G., E. DALLA-NORA, D. CORDOBA, R. LAFORTEZZA, A. OVANDO, T. ASSIS et A. PAULA (2016). « Deforestation scenarios for the Bolivian lowlands ». In : *Environmental Research* 144, p. 49–63. DOI : 10.1016/j.envres.2015.10.010 (cf. p. 32).
- THEIJE, M. de (2007). « Inseguranca próspera : As vidas dos migrantes brasileiros no Suriname ». In : *Revista antropológicas* 18.1, p. 71–93 (cf. p. 74, 75, 84).
- (2015). « Small-scale Gold Mining and Trans-frontier Commerce on the Lawa River ». In : *In and Out of Suriname. Language, Mobility and Identity*. Sous la dir. d'E. B. CARLIN, I. LÉGLISE, B. MIGGE et P. B. TJON SIE FAT. Brill. Leiden. Chap. Chapter 3, p. 58–75. DOI : 10.1163/9789004280120 (cf. p. 70, 76).
- USAID (2010). *Urbanization in Latin America and the Caribbean : Trends and Challenges*. Rapp. tech. USAID (cf. p. 110).
- USGS (2000). *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global*. Rapp. tech. (cf. p. 64).
- VEIGA, M. M. (1997). *Artisanal Gold Mining Activities in Suriname*. Rapp. tech. December. Vancouver : United Nations Industrial Development Organization, p. 30 (cf. p. 70, 71).
- VELDKAMP, A. et E. F. LAMBIN (2001). « Predicting land-use change ». In : 85, p. 1–6. DOI : 10.1016/S0167-8809(01)00199-2 (cf. p. 9, 21).
- VERBRUG, P. H., W. S. A. VELDKAMP, R. L. VICTORIA ESPALDON et S. S. MASTURA (2002). « Modelling the Spatial Dynamics of Regional LandUse : The CLUE-S Model ». In : *Environmental Management* 30.3, p. 391–405. DOI : 10.1007/s00267-002-2630-x (cf. p. 21, 31).
- VERGER, G. (2011). *Villes, villages et lieux dits 500e*. Rapp. tech. ONF (French Forest Office) (cf. p. 64).
- (2014a). « Drivers of deforestation in the Guiana Shield - French Guiana ». In : *REDD+ Workshop in Macapa - 08/20/2014*, p. 1–19 (cf. p. 36).
- (2014b). *Forêts aménagées de l'ONF*. Rapp. tech. (cf. p. 64).
- VIÉGAS, H. (2012). *Macrocefalia Urbana no Amapá*. URL : <http://realidadeurbanas.blogspot.com/2012/06/macrocefalia-urbana-no-amapa.html> (cf. p. 110).
- VIEILLEDENT, G., C. GRINAND et R. VAUDRY (2013). « Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion : A case study in Madagascar ». In : *Ecology and Evolution* 3, p. 1702–1716. DOI : 10.1002/ece3.550 (cf. p. 9, 21, 22, 31, 39, 47, 56, 57).
- WEMAËRE, M. (2014). *Options approche type REDD+ en Guyane Française*. Cayenne. URL : <https://reddguianashield.files.wordpress.com/2014/09/prc3a9sentation-options-prc3a9liminaires-redd-guyane-franc3a7aise-oredd-cayenne-12-09-14.pdf> (cf. p. 82).
- WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (1987). *Rapport Brundtland - Avant-propos*. Sous la dir. d'OXFORD UNIVERSITY PRESS. Oxford ; New York, p. 204 (cf. p. 1).
- WUNDER, S. (2008). « How do we deal with leakage ? » In : *Moving ahead with REDD. Issues, Options and Implications*. Sous la dir. d'A. ANGELSEN. Bogor, Indonesia : CIFOR, p. 65–75 (cf. p. 128).

- WWF (2014). *Accord France-Brésil de lutte contre l'or illégal : Une situation au point mort*.
URL : <http://www.wwf.fr/?3880/Accord-France-Bresil-de-lutte-contre-lor-illegal-Une-situation-au-point-mort> (visité le 01/06/2016) (cf. p. 83).
- WWF GUIANAS (2012). *Living Guianas Report 2012*. Rapp. tech. Paramaribo : WWF Guianas, p. 43 (cf. p. 54, 70, 71, 97, 98).